



RÉPUBLIQUE  
FRANÇAISE

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*



Géosciences pour une Terre durable

**brgm**

Document à accès réservé

# Prony Resources New Caledonia - Expertise du risque de pollution par infiltration des eaux issues du parc KO2 - Nouvelle Calédonie

Rapport final  
BRGM/RC-71995-FR  
Version 2 du 21 décembre 2022

BRGM

## Vérificateur :

Nom : L. Rouvreau

Fonction : Directeur adjoint

Date : 26/07/2022

Signature :

## Approbateur :

Nom : P. Audigane

Fonction : Responsable d'unité

Date : 19/12/2022

Signature :

Le système de management de la qualité et de l'environnement du BRGM  
est certifié selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.

Contact : [qualite@brgm.fr](mailto:qualite@brgm.fr)

## Avertissement

Ce rapport est adressé en communication exclusive au demandeur, au nombre d'exemplaires prévu.

Le demandeur assure lui-même la diffusion des exemplaires de ce tirage initial.

La communicabilité et la réutilisation de ce rapport sont régies selon la réglementation en vigueur et/ou les termes de la convention.

Le BRGM ne saurait être tenu comme responsable de la divulgation du contenu de ce rapport à un tiers qui ne soit pas de son fait et des éventuelles conséquences pouvant en résulter.

## Votre avis nous intéresse

Dans le cadre de notre démarche qualité et de l'amélioration continue de nos pratiques, nous souhaitons mesurer l'efficacité de réalisation de nos travaux.

Aussi, nous vous remercions de bien vouloir nous donner votre avis sur le présent rapport en complétant le formulaire accessible par cette adresse <https://forms.office.com/r/yMgFcU6Ctq> ou par ce code :



**Mots clés :** Expertise, parc à résidu, pollution, mine, eau souterraine, sulfates, Nouvelle-Calédonie

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

**BRGM** (2022) – Prony Resources New Caledonia - Expertise du risque de pollution par infiltration des eaux issues du parc KO2 - Nouvelle Calédonie. Rapport final V2. BRGM/RC-71995-FR, 178 p., 85 illustrations, 8 tableaux, 1 annexe

© BRGM, 2022, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.  
IM003-MT008-P2-20/01/2022

## Synthèse

L'entreprise Prony Resources New Caledonia opère un site industriel minier de nickel et de cobalt dans le sud de la Nouvelle-Calédonie.

Les populations du Grand Sud ont exprimé leur inquiétude concernant les impacts de cette activité. À partir de ces sollicitations, la DIMENC (Direction de l'Industrie, des Mines et de l'Énergie de la Nouvelle-Calédonie) a émis un questionnaire réparti en une dizaine d'expertises qui ont eu pour but de passer en revue l'ensemble des données et rapports de Prony concernant les impacts de leur activité dans cette zone.

L'objectif de l'expertise E3 est de répondre aux huit questions de la DIMENC (reprises ci-dessous) concernant le risque de pollution des eaux par infiltration dans le sous-sol liée au stockage des résidus dans le parc KO2. Cette expertise a été réalisée sur la base d'une revue critique de l'ensemble des études en lien avec ce sujet, fournies par Prony Resources.

### **1. Quelle est l'extension actuelle exacte du panache ? Quels polluants (concentrations et éléments majeurs, traces et indésirables) sont concernés ?**

Les sulfates constituent le marqueur de la contamination des eaux souterraines en aval du barrage. Les concentrations maximum (autour de 1 g/L) sont observées en aval immédiat du barrage. Elles atteignent environ 200 mg/L à 500 m du barrage puis diminuent autour de quelques mg/L vers la Kwé Ouest. On observe une augmentation significative des concentrations depuis 2013.

L'évolution synchrone des chroniques de concentrations en  $\text{SO}_4$ , Mg, Cl, Ni et Cr amène à considérer une origine commune à ces éléments chimiques dans les eaux souterraines, origine attribuée au panache en provenance du bassin à résidus. Les concentrations en Mg peuvent atteindre 100 mg/L, tandis que celles en Ni et Cr restent en dessous des valeurs seuils de l'arrêté de 2008.

Les recommandations proposées sont les suivantes :

- ✓ Cartographier les concentrations de l'ensemble des éléments chimiques faisant l'objet d'analyses au sein du réseau de surveillance.
- ✓ Compléter le réseau de surveillance par de nouveaux piézomètres captant l'aquifère principal au sein de l'aire délimitée par les 3 piézomètres WKBH110, WKBH115 et WKBH116.
- ✓ Procéder à une analyse statistique des chroniques ou séries temporelles de concentrations de l'ensemble des éléments chimiques suivis.
- ✓ Mettre à jour le fond géochimique, incluant des métaux de transition dont le Ni et le Co, en considérant une approche par bassin.

### **2. Quelles sont les caractéristiques, et notamment phrases de risques, des actuels résidus humides et du surnageant en comparaison avec les études initiales ?**

Les études, réalisées avant 2017, montrent que des phases minérales porteuses de chrome et de manganèse sont présentes dans le résidu humide. La composition des résidus miniers stockés dans le parc KO2 varie de façon importante et est conditionnée par différents facteurs. Aucun document soumis au dossier d'expertise ne permet de suivre l'évolution de la composition et donc des caractéristiques géochimiques des résidus humides produits par l'usine de 2009 à aujourd'hui.

Les recommandations proposées sont les suivantes :

- ✓ Meilleure caractérisation de la source de pollution (les résidus humides).
- ✓ Meilleure caractérisation des transferts de pollution depuis la source.

**3. Quelle est l'évolution attendue sur le court et le long-terme des concentrations des différents polluants issus de l'infiltration dans le milieu naturel ? Quelle est notamment cette évolution dans la Kwé et les sources environnantes (temps de transfert dans les eaux souterraines et de surface) ?**

Les modélisations réalisées indiquent pour le court terme (fin 2023) une augmentation des concentrations en sulfates jusqu'à environ 700 mg/L en aval du barrage et 100 mg/L maximum en sulfates à la station de suivi KOL (Kwé ouest). A moyen et long termes (projets Lucy 1.0 et 2.0), la concentration en sulfates à la station KOL est inférieure au seuil de toxicité chronique (190 mg/L) environ 90% du temps et pourra dépasser le seuil de toxicité aigu (1 900 mg/L) en période d'étiage sévère.

Des études récentes ont montré que la concentration en sulfates des eaux de percolation sera probablement 3 à 4 fois plus importante que celle envisagée lors du dépôt du dossier de demande d'autorisation du projet Lucy.

Les recommandations proposées sont les suivantes :

- ✓ Apporter des éléments de réponse aux remarques / questions formulées par le BRGM.
- ✓ Présenter les résultats de modélisation pour SO<sub>4</sub>, Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr sous forme de cartes d'extension des concentrations calculées et de graphiques d'évolution des concentrations avec le temps, afin de mieux se rendre compte de l'évolution spatio-temporelle du panache.
- ✓ Tenir compte des études récentes montrant que la concentration des eaux de percolation sera plus importante que celle envisagée lors du dépôt du dossier de demande d'autorisation du projet LUCY.
- ✓ Prendre en compte l'évolution des nouvelles modalités de production de l'usine dans les hypothèses d'évolution de la composition des résidus utilisées dans les modèles.
- ✓ Intégrer, comme données d'entrée dans les modèles, les résultats des études complémentaires recommandées dans les questions Q2 et Q8 afin de mieux cerner les caractéristiques des actuels résidus humides et des résidus asséchés.
- ✓ Mettre à jour régulièrement les estimations et comparer les résultats avec les données observées.
- ✓ Réaliser des études complémentaires afin d'identifier le mécanisme expliquant la « capacité tampon » de la roche encaissante latéritique lors du transport du manganèse et permettre d'en tenir compte dans l'évaluation du devenir du manganèse dans les eaux souterraines en aval du stockage de résidus.

**4. Du fait de cette évolution attendue, existe-t-il un risque de toxicité pour l'être humain (captage AEP, baignade...) et pour les espèces vivantes spécifiques à la Nouvelle-Calédonie et au Grand Sud (dont les espèces endémiques), notamment par bioaccumulation ?**

Les données disponibles pour le secteur de la Kwé montrent que la zone en aval du parc KO2 ne présente pas d'enjeux sanitaires en raison de l'absence d'usages. Ces points seront à confirmer par une actualisation périodique du fait d'une possible évolution des usages.



Concernant le risque toxique pour les espèces vivantes spécifiques à la Nouvelle Calédonie (dont les espèces endémiques), les données disponibles n'ont pas permis de conduire d'évaluation autre que pour les sulfates où des risques de dépassement des valeurs seuil de toxicité chronique existent en aval du parc KO2, sur une distance à évaluer. L'évaluation sera à conduire de façon détaillée pour les autres éléments sur la base de valeurs de référence robustes.

Un manque de valeurs de données de références écotoxicologiques (un référentiel de qualité des eaux de surface) a été identifié pour évaluer les risques pour l'environnement aquatique..

Les recommandations proposées sont les suivantes :

- ✓ Intégrer la variabilité des données liées au terme source générant le panache dans une étude spécifique (variabilité de la qualité du minerai, de la gestion du niveau de l'eau libre du parc KO2, de la gestion des eaux résiduelles,...).
- ✓ Réaliser une étude bibliographique et une consultation des bases de données sur les substances chimiques pour mieux établir les valeurs de référence d'écotoxicité aiguë et chronique à retenir pour réaliser les évaluations de risques.
- ✓ Evaluer leur représentativité dans le contexte de la Nouvelle Calédonie, intégrer le phénomène d'adaptation des organismes à ces teneurs élevées (surtout en sulfates) et réinterpréter les modélisations réalisées sur la base de ces nouvelles données.
- ✓ S'assurer de la compatibilité de la qualité des milieux en aval de la zone d'étude (actuel parc à résidus et futur emplacement du projet LUCY) et de leurs usages dans le temps (actualisation périodique).
- ✓ Délimiter les zones impactées par le panache issu du parc KO2 au sein de la Kwé par des mesures de conductivité des eaux superficielles.

**5. Existe-t-il une influence d'autres sources de contamination industrielles (par exemple eaux de process utilisées à l'unité de préparation du minerai) sur la Kwé et les sources environnantes ?**

Dans la zone du complexe de l'usine de préparation du minerai et du centre de maintenance de la mine, on observe des concentrations anormalement élevées en sulfates dans les eaux de l'aquifère latéritique et du creek Ouest. Des mesures de mitigation ont été mises en place depuis 2018. On observe également des concentrations anormalement élevées en Ca, SO<sub>4</sub>, K et Cl au droit d'un piézomètre, qui seraient liées à la lixiviation des bétons

Dans la zone de la carrière du mamelon, on observe des concentrations en NO<sub>3</sub> relativement élevées dans les eaux souterraines qui seraient liées à l'usage d'explosifs.

Différentes recommandations ont été proposées, en particulier en terme de suivi des eaux souterraines.

- 6. Existe-t-il un risque sur le long-terme que l'infiltration aujourd'hui constatée s'aggrave, notamment par une détérioration supplémentaire de la géomembrane ou une augmentation du volume de résidus stockés ?**
- 7. Quelles règles d'exploitation devraient être mises en œuvre pour limiter, atténuer voire supprimer ce risque ? Le cas échéant, quels moyens de remédiation face au risque toxique devraient être mis en œuvre et selon quel calendrier ?**

Le dispositif d'étanchéité et de drainage est a priori conforme aux règles de l'art et efficient, mais aucun des documents expertisés ne permet toutefois de confirmer la bonne qualité du dispositif.

Des détériorations de la membrane et des fuites sont intervenus lors du remplissage du stockage. Les fuites ont été colmatées par la nature fine des résidus. Des fuites sont encore susceptibles d'intervenir, à conditions d'exploitation égales.

Deux types de recommandations sont proposées :

A titre de vérification de la pérennité de la géomembrane :

- ✓ Déterminer les contraintes totales et effectives, normales et tangentielles, auxquelles la géomembrane sera soumise au terme de l'exploitation et de la consolidation des résidus.
- ✓ Evaluer les efforts maximaux de traction subis par la géomembrane.
- ✓ Evaluer la déformation maximale de la géomembrane.
- ✓ Evaluer les contraintes de poinçonnement.
- ✓ Contrôler le bon dimensionnement des ancrages.

Afin de limiter les infiltrations:

- ✓ Réduire la teneur en eau des résidus mis en stock : traitement en sortie d'usine et modification de la méthode de mise en stock.
- ✓ Evacuer l'eau de la zone de stockage : mèches drainantes ou réseau de puits.

**8. Quelles sont les caractéristiques des résidus secs pour mieux évaluer l'impact potentiel futur de Lucy 2.0 sur le risque de pollution par infiltration ? La mise en œuvre de résidus asséchés en aval de la berme peut-elle avoir un impact supplémentaire sur les eaux souterraines et de surface environnantes ? Si oui, comment réduire au maximum ce risque ?**

Les études soumises au dossier d'expertise montrent que la composition des résidus asséchés produits par l'usine DWP1 est variable et conditionnée tout comme pour les résidus humides par différents facteurs. La composition du résidu asséché n'est pas modifiée par le procédé d'assèchement.

Le principal impact des résidus concerne les eaux en contacts avec les résidus asséchés qui comportent des conditions oxydantes en surface et des conditions anoxiques, réductrices en profondeur. La compréhension de ces phénomènes est l'objectif à atteindre pour envisager une gestion environnementale adaptée du stockage de résidu épaissi.

Des études d'évaluation du potentiel de lixiviation du résidu asséchés ont été menées. Celles-ci mettent en évidence une lixiviation en sulfate, chrome et manganèse du résidu asséché. Toutefois du fait de la variation de composition du résidu asséché, il n'est pas possible aujourd'hui de connaître le comportement de l'ensemble du stockage de résidu asséché à partir de ces seuls essais.

Les recommandations proposées sont les suivantes :

- ✓ Intégrer, en sus d'une caractérisation chimique standard, une spéciation Cr(III), Cr(VI) dans le suivi d'exploitation du futur stockage des résidus épaissis produits par la future usine d'assèchement DWP2.
- ✓ Dans le cadre de l'exploitation de la future usine DWP2, réaliser un rapport de suivi annuel de la composition chimique des résidus asséchés sortants de l'usine DWP2 en exploitant les données de suivi.
- ✓ Réaliser une étude géochimique d'évolution des résidus asséchés à plusieurs échelles (incluant une spéciation du Cr).

## Sommaire

1. Contexte de l'expertise .....	15
1.1. Introduction .....	15
1.2. Principe de l'expertise .....	16
1.3. Réunions et visite du site .....	17
1.4. Structure du rapport d'expertise .....	17
2. Caractéristiques du site .....	19
2.1. Localisation .....	19
2.2. Contexte géologique .....	19
2.3. Contexte hydrologique .....	22
2.4. Contexte hydrogéologique.....	26
2.4.1. <i>Caractéristiques de l'aquifère</i> .....	26
2.4.2. <i>Caractéristiques hydrodynamiques</i> .....	28
2.4.3. <i>Fonctionnement hydrogéologique du profil d'altération</i> .....	29
2.4.4. <i>Ecoulement des eaux souterraines et relations nappe-rivière</i> .....	30
2.1. Présentation de la zone de stockage.....	35
2.2. Présentation des résidus miniers.....	35
2.2.1. <i>Procédés générateurs des résidus miniers stockés dans le parc KO2</i> .....	35
2.2.2. <i>Résidus humides stockés dans le parc KO2</i> .....	39
2.2.3. <i>Résidus épaissis produits par les usines DWP1 et DWP2</i> .....	41
2.2.4. <i>Cellules de suivi des résidus miniers</i> .....	44
2.3. Eaux transitant par le parc à résidu KO2.....	45
2.3.1. <i>Eau en fond de bassin à résidus</i> .....	46
2.3.2. <i>Eaux en surface du parc à résidus</i> .....	47
2.3.3. <i>Eaux internes à la berme</i> .....	47
2.4. Réseau de surveillance de la qualité des eaux.....	48
2.4.1. <i>Eaux souterraines</i> .....	48
2.4.2. <i>Eaux de surface</i> .....	51
2.5. Cadre réglementaire de la qualité des eaux .....	52
3. Q1 : Extension actuelle et composition du panache .....	55
3.1. Documents consultés dans le cadre de l'expertise .....	55
3.2. Cadre de la question .....	56
3.3. Synthèse des documents .....	57
3.3.1. <i>Valeurs seuils définies par le fond géochimique</i> .....	57
3.3.2. <i>Source de perturbation principale impactant la qualité des eaux de l'hydrosystème</i> 60	
3.3.3. <i>Extension attendue du panache</i> .....	63
3.3.4. <i>Extension observée du panache</i> .....	67
3.3.5. <i>Extension actuelle exacte du panache</i> .....	72
3.3.6. <i>Composition du panache</i> .....	77
3.4. Avis du BRGM.....	84
3.4.1. <i>Extension actuelle exacte du panache</i> .....	84
3.4.2. <i>Composition du panache</i> .....	86
3.5. RECOMMANDATIONS .....	87
4. Q2 : Caractéristiques des résidus humides actuels et du surnageant.....	89
4.1. Documents consultés dans le cadre de l'expertise .....	89
4.2. Cadre de la question .....	90
4.3. Synthèse des documents .....	90

4.4.	Avis du BRGM .....	95
4.5.	Recommandations.....	96
5.	Q3 : Evolution de la concentration des polluants dans le milieu naturel .....	99
5.1.	Documents consultés dans le cadre de l'expertise.....	99
5.2.	Synthèse des documents.....	99
5.3.	Evolution à court terme .....	100
5.3.1.	<i>Eléments de réponse à la question Q3</i> .....	100
5.3.2.	<i>Remarques du BRGM</i> .....	105
5.3.3.	<i>Avis du BRGM</i> .....	108
5.3.4.	<i>Recommandations du BRGM</i> .....	109
5.4.	Evolution à moyen terme .....	109
5.4.1.	<i>Eléments de réponse à la question Q3</i> .....	109
5.4.2.	<i>Remarques du BRGM</i> .....	122
5.4.3.	<i>Avis du BRGM</i> .....	125
5.4.4.	<i>Recommandations du BRGM</i> .....	125
5.5.	Evolution à long terme : .....	126
5.5.1.	<i>Eléments de réponse à la question Q3</i> .....	126
5.5.2.	<i>Remarques du BRGM</i> .....	129
5.5.3.	<i>Avis du BRGM</i> .....	129
5.5.4.	<i>Recommandations du BRGM</i> .....	130
6.	Q5 : Influence potentielle d'autres sources de contaminations industrielles .....	131
6.1.	Documents consultés dans le cadre de l'expertise.....	131
6.2.	Cadre de la question.....	131
6.3.	Synthèse des documents.....	134
6.3.1.	<i>Problématique « Sulfates »</i> .....	135
6.3.2.	<i>Problématique « altération des bétons »</i> .....	138
6.3.3.	<i>Problématique « Nitrates »</i> .....	138
6.3.4.	<i>Problématique « Hydrocarbures »</i> .....	140
6.4.	Avis du BRGM .....	140
6.4.1.	<i>Problématique « Sulfates »</i> .....	140
6.4.2.	<i>Problématique d'« altération des bétons »</i> .....	141
6.4.3.	<i>Problématique « Nitrates »</i> .....	141
6.4.4.	<i>Problématique « Hydrocarbures »</i> .....	142
6.5.	Recommandations.....	144
6.5.1.	<i>Problématique « Sulfates »</i> .....	144
6.5.2.	<i>Problématique « altération des bétons »</i> .....	144
6.5.3.	<i>Problématique « Nitrates »</i> .....	145
6.5.4.	<i>Problématique « Hydrocarbures »</i> .....	145
7.	Q6 & Q7 : Risques d'aggravation des infiltrations et dispositions pour les limiter .....	147
7.1.	Documents expertisés .....	147
7.2.	Constitution du parc à résidus.....	148
7.2.1.	<i>Digue à résidus</i> .....	148
7.2.2.	<i>Dispositifs d'étanchéité et de drainage</i> .....	148
7.2.3.	<i>Principe d'exploitation du parc à résidus</i> .....	149
7.3.	Caracteristiques géotechniques des matériaux.....	150
7.3.1.	<i>Terrains en place</i> .....	150
7.3.2.	<i>Résidus humides</i> .....	150
7.4.	Défauts d'étanchéité observés.....	150
7.5.	Mecanismes d'altération de la membrane .....	151
7.6.	Recommandations pour limiter les infiltrations .....	153
7.7.	Projet Lucy.....	154

8. Q8 : Impact éventuel du stockage de résidus secs .....	155
8.1. Documents consultés dans le cadre de l'expertise .....	155
8.2. Cadre de la question .....	156
8.3. Synthèse des documents .....	157
8.4. Avis du BRGM.....	161
8.5. Recommandations .....	162
9. Conclusions et recommandations.....	164
9.1. Conclusions de l'expertise.....	164
9.2. Recommandations du BRGM.....	170
9.3. Autres recommandations proposées par le BRGM.....	176

## Liste des illustrations

Illustration 1 - Localisation de la zone d'étude .....	19
Illustration 2 - Profil topographique simplifié du massif de Goro (Jeanpert, 2017).....	21
Illustration 3 - Successions stratigraphiques simplifiées rencontrées dans différents secteurs du site de Goro (source : DAE 2015).....	22
Illustration 4 – Cadre hydrologique (source : DAEM 2015) .....	23
Illustration 5 – Caractéristiques des principaux bassins versants (source : DAEM 2015).....	24
Illustration 6 - Schéma hydraulique du bassin versant de la Kwé, débits moyens annuels (Qan), lame d'eau ruissellée moyen (L) et débit spécifique (qs) (source : DAEM 2015).....	25
Illustration 7 - Modèle hydrogéologique des péridotites de Nouvelle-Calédonie établi à partir de l'étude du massif de Tiebaghi et du Massif du Sud (Jeanpert, 2017) .....	26
Illustration 8 – Exemple de bassin endoréique avec infiltration d'eau dans un gouffre (source BRGM) .....	27
Illustration 9 - Modèle conceptuel hydrogéologique à l'échelle régionale (source : DAEM 2015) .....	28
Illustration 10 - Valeurs de conductivité hydraulique sur les latérites et sur les saprolites grossières et saprock, données du massif de Goro (Jeanpert , 2017) .....	29
Illustration 11 - Carte piézométrique basses eaux de l'aquifère principal dans le secteur du parc KO2 (source : A2EP Roche, 2014) et connexion du bassin endoréique de la Kwé Ouest avec la baie du Port Boisé (source DEAM, 2015) .....	31
Illustration 12 - Chronique du niveau piézométrique enregistré dans le piézomètre 10EX0221, périodes hydrologiques, années hydrologiques et saisons (source A2EP/ROCHE, 2014).....	32
Illustration 13 - Carte piézométrique basses eaux de l'aquitard des latérites dans le secteur du parc KO2 (source : A2EP Roche, 2014) .....	33
Illustration 14 - Analyse des gradients piézométriques verticaux entre l'aquitard des latérites et l'aquifère de la saprolite pendant la période de hautes eaux (Avril 2013) ( source : A2EP Roche, 2014).....	33
Illustration 15 - Epaisseur de l'aquitard des latérites dans le secteur de KO2 et KO4 (source : A2EP Roche, 2014).....	34
Illustration 16 - Jaugeages différentiels Campagnes de Juillet 2012 et Octobre 2013 (source DAEM 2015).....	34

Illustration 17 - Principaux minéraux connus composant les trois types de minerais exploités (source : DAE, 2007) .....	35
Illustration 18 - Etapes du procédé du complexe hydrométallurgique du Grand Sud (Source : DAE, 2007) .....	36
Illustration 19 - Flux d'alimentation de phases solides traités par l'unité de neutralisation (source : Manuel d'exploitation, d'entretien et de surveillance de la Kwé Ouest, 2017).....	37
Illustration 20 - Fonctionnement de l'unité de neutralisation des effluents et des pulpes (source : DAE, 2007) .....	37
Illustration 21 - Etapes de neutralisation des <b>effluents</b> et des <b>pulpes</b> avant stockage des résidus solides finaux dans le parc KO2 (source : DAE, 2007) .....	38
Illustration 22 - Composition théorique physico-chimique des résidus miniers .....	39
Illustration 23 - Evolution du parc à résidu KO2 entre 2010 et 2020 (Source : Google Earth)...	40
Illustration 24 - Composition chimique théorique des eaux interstitielles émises par la pulpe des résidus miniers stockés dans le parc KO2 (source : DAE, 2007).....	41
Illustration 25 - Emplacement de l'usine d'épaississement des résidus issus de l'usine du Grand Sud DXP1 (source : Demande de permis de construire, Projet LUCY - Phase 2 Livret D - Volet D1 : Résumé non technique de l'étude d'impact Février 2017) .....	42
Illustration 26 - Procédé de traitement de l'usine d'épaississement des résidus issus de l'usine du Grand Sud (source : Demande de permis de construire, Projet LUCY - Phase 2 Livret D - Volet D1 : Résumé non technique de l'étude d'impact Février 2017) .....	43
Illustration 27 – Vue aérienne du parc à résidus KO2 et ces principales composantes relatives à la gestion des eaux (source : DAEM 2015 – Livret C – Volet A).....	46
Illustration 28 - Piézomètres présents autour de l'emprise du futur bassin à résidu KO2 en 2006 (source : (DAE, 2007 – Volume III – Section A, chap.3).....	49
<i>Illustration 29 - Carte des piézomètres de surveillance assurant un suivi de la qualité des eaux souterraines depuis 2008 (sources : Valé NC, 2016 - DAEM - Livret C - Volet 2 ; Vale N-C, 2017 Manuel d'exploitation du parc KO2) .....</i>	<i>50</i>
Illustration 30 – Carte des stations de surveillance assurant un suivi de la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest (source : VALE NC, 2016 - DAEM - Livret C - Volet 2).....	52
Illustration 31 – Localisation des 119 piézomètres et 15 stations de surveillance retenus par PRONY pour définir le fond géochimique des eaux souterraines et des eaux de surface sur le secteur du site minier (source : [2]) .....	58
Illustration 32 - Conceptualisation du panache des concentrations en sulfates dans la nappe (source : [4]).....	61
Illustration 33 - Evolution de la composition élémentaire le long du profile d'altération de la roche mère (source : [8]).....	62
Illustration 34 - Panache simulé de manganèse dans les eaux souterraines de l'aquifère principal (source : [6]).....	65
Illustration 35 - Panache simulé de manganèse dans les eaux souterraines de l'aquifère latéritique (source : [6]) .....	66
Illustration 36 - Distribution spatiale des teneurs en sulfates dans l'aquifère principal autour du parc à résidu de la Kwé Ouest en Novembre 2015 (droite) et Mai 2016 (gauche) (source : [17]) .....	68

Illustration 37 - Distribution spatiale des teneurs en sulfates dans l'aquitard latéritique autour du parc à résidu de la Kwé Ouest en Novembre 2015 (droite) et Mai 2016 (gauche) (source : [17]) .....	69
Illustration 38 - Parc à résidus de la Kwé Ouest : représentation du panache de sulfates d'une coupe longitudinale dans l'axe de convergence des eaux souterraines (source : [17]) .....	71
Illustration 39 - Carte du panache de sulfate dans l'aquifère principal en aval du parc à résidu KO2 en juin 2021- Contours obtenus par interpolation des concentrations mesurées au droit des piézomètre et des valeurs des « dummy points » (source : [18]) .....	73
Illustration 40 - Evolution des teneurs en sulfates en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20]) .....	74
Illustration 41 - Evolution des teneurs en sulfates en fonction du temps au droit des 2 sources naturelles émergeant en aval immédiat (WK17) et aval proche (WK20) du bassin à résidu (source : [20]) .....	74
Illustration 42 - Evolution des teneurs en sulfates en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquitard latéritique en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20]). Les piézomètres WKBH109A et WKB110B sont implantés dans l'aquifère principal : leur présentation sur le graphique résulte d'une erreur d'affectation dans le rapport de surveillance. ....	75
Illustration 43 – Evolution des teneurs en sulfates en fonction du temps au droit des 2 stations de surveillance de la Kwé Ouest situé en aval proche du bassin à résidu. (Source : [19]) .....	76
Illustration 44 - Concentration en sulfates de l'eau émergente à la source WK-20 (bleu) et de l'eau de surface à la station WK17-WK20 (vert) (source : [22]) .....	76
Illustration 45 - Composante du projet Lucy pouvant avoir un impact sur la qualité des eaux souterraines (source : [4]) .....	78
Illustration 46 – Evolution des teneurs en magnésium en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20]) .....	79
Illustration 47 – Evolution des teneurs en magnésium en fonction du temps dans l'eau de la source WK17 (Source : [20]) .....	79
Illustration 48 – Evolution des teneurs en chlorures en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20]) .....	80
Illustration 49 – Evolution des teneurs en nickel en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20]) .....	81
Illustration 50 – Evolution des teneurs en nickel en fonction du temps dans l'eau de la source WK17 (source : [20]) .....	81
Illustration 51 – Evolution des teneurs en nitrate en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20]) .....	82
Illustration 52 – Evolution des teneurs en manganèse en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20]) .....	83

Illustration 53 – Evolution des teneurs en chrome en fonction du temps dans l'eau de la source WK17 (source : [20]) .....	84
Illustration 54 - Synthèse des analyses de caractérisation des résidus humides .....	92
Illustration 55 - Localisation des points au droit desquels les résultats de modélisation dans les eaux souterraines ont été utilisés (Fond de plan : Open Street Map) .....	101
Illustration 56 - Evolution prédictive de la concentration en sulfates de la source WK17 entre 2018 et 2023 (Source : Vale, 2017) .....	102
Illustration 57 - Evolution prédictive de la concentration en sulfates sur le piézomètre WKBH110 entre 2018 et 2023 (Source : Vale, 2017) .....	102
Illustration 58 - Evolution prédictive de la concentration en sulfates sur le piézomètre WKBH109A entre 2018 et 2023 (Source : Vale, 2017) .....	103
Illustration 59 : Localisation du point au droit duquel les résultats de modélisation dans la Kwé Ouest ont été utilisés (Fond de plan : Open Street Map) .....	104
Illustration 60 - Fonction de répartition empirique de la concentration en sulfates des eaux de la rivière Kwé Ouest attendue à la station KOL en décembre 2023 (Source : Vale, 2017) .....	105
Illustration 61 - Débits de fuite retenus (en bleu) à l'issue de la phase de calage du modèle de transport - Baie de drainage 4 (source : VALE, 2017a) .....	107
Illustration 62 - Sources et vecteurs potentiels de modification de la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest (source : VALE, 2016a) .....	110
Illustration 63 - Comparaison des chimies élémentaires entre la phase liquide des résidus (humide et asséché) et les eaux naturelles dans le secteur de Goro (Source : VALE, 2016a) .....	111
Illustration 64 - Panache final des concentrations en sulfates (mg/L). .....	115
Illustration 65 - Panache final des concentrations en manganèse (µg/L). .....	115
Illustration 66 - Panache final des concentrations en chrome (µg/L). .....	116
Illustration 67 - Evaluation des concentrations en sulfate potentiellement atteintes dans la rivière Kwé Ouest (Source : VALE, 2016a) .....	117
Illustration 68 - Abaque débit de rejet volontaire en fonction du débit de la Kwé Ouest à la station KOL permettant de respecter en tous temps les seuils de toxicité chroniques pour les principaux éléments chimiques (Source : VALE, 2016a) .....	119
Illustration 69 - Comparaison entre les débits de crues à la station KOL et les débits de déversements non contrôlés en rivière pour différentes périodes de retour de précipitation (Source : VALE, 2016a) .....	120
Illustration 70 - Concentrations en sulfates attendues à la station KOL, avec et sans rejets non contrôlés d'eau de contact pour différentes périodes de retour de précipitation (Source : VALE, 2016a) .....	121
Illustration 71 - Evaluation des concentrations en sulfate dans la Kwé ouest (station KOL) avec modification de la concentration des eaux de percolation (Source : VALE, 2020b) .....	122
Illustration 72 - Evaluation des concentrations en sulfates dans la Kwé ouest (station KOL) en considérant la performance environnementale intrinsèque des différents cas traités (Source : VALE, 2020b) .....	128
Illustration 73 - Evaluation des concentrations en sulfates dans la Kwé ouest (station KOL) en considérant la performance environnementale du projet LUCY 2.0, avec installation additionnelle de dispositifs de protection des eaux souterraines (Source : VALE, 2020b) .....	128



Illustration 74 - Bassins versants du complexe minier de Goro. Les carrés rouges présentent la localisation des stations de suivi des eaux de surface. Les contours marrons délimitent l'emprise au sol des différents complexes industriels de la mine (source : [1]).....	132
Illustration 75 - Carte de l'emprise du complexe industrielle regroupant l'usine de traitement du minerai (FPP), le CIM (au sud de la FPP) et les zones de stockage de stérile et de minerai basse teneur (au nord de la FPP). Les piézomètres de surveillance sont renseignés (source – [2]) .	133
Illustration 76 - Carte de l'emprise de la carrière du mamelon et de la carrière de limonite Sud situées dans les sous bassins versant KO2 et KO1 (source : [3]) .....	134
Illustration 77 - Evolution des teneurs en sulfate dissous dans les eaux de la Kwé Ouest (KO5) depuis la station 4N, et dans les eaux de l'aquitard au droit des piézomètres 4-Z4A et 4-Z5A (source : [6]) .....	135
Illustration 78 - Evolution des teneurs en magnésium dissous dans les eaux de la Kwé Ouest (KO5) depuis la station 4-N, et dans les eaux de l'aquitard au droit des piézomètres 4-Z4A et 4-Z5A (source : [6]).....	138
Illustration 79 - Chroniques des concentrations en NO <sub>3</sub> dans les eaux souterraines au droit des piézomètres captant l'aquitard latéritique en aval de la berme de bassin à résidu KO2 (source – [5]).....	139
Illustration 80 - Chroniques de concentrations en NO <sub>3</sub> dans au droit des stations de suivi situés le long de la Kwé Ouest (source – [7]).....	140
Illustration 81 - Carte piézométrique de l'aquifère principal en avril 2020 (période de hautes-eaux) .....	142
Illustration 82 - Evolution de la concentration en hydrocarbures au cours du temps, au droit des ouvrages de suivi de l'unité de préparation du minerai (Source : VALE, 2019).....	143
Illustration 83 - Coupe du barrage (Ledoux et al.).....	148
Illustration 84 - Réseau de drainage sous géomembrane (source [6]) .....	149
Illustration 85 - Synthèse des types de caractérisation des résidus asséchés .....	159

## Liste des tableaux

Tableau 1 – Fréquence des mesures d’acquisitions de données physico-chimique dans les eaux souterraines (Source : Arrêté n° 1466-2008/PS). .....	51
Tableau 2 – Valeurs règlementaires des eaux de rejets imposées par l’Arrêté provincial n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008 .....	53
Tableau 3 – Valeurs seuils définies à partir du fond géochimique des eaux de surface et des d’eau souterraines captées par les piézomètres pour les 20 éléments chimiques analysés en 2011 et 2012 (source : [2]) .....	60
Tableau 4 – Caractéristiques chimiques des eaux interstitielles composant le pulpe de résidus épaissis injectés dans le parc KO2 (sources : adapté de [5] et de [9]).....	63
Tableau 5 - Composition chimique moyenne retenue pour l’eau de constitution du résidu humide (Source : VALE, 2016a) .....	112
Tableau 6 - Composition chimique moyenne retenue pour l’eau de percolation dans le résidu asséché (Source : VALE, 2016a).....	112
Tableau 7 - Tableau de synthèse de l’évaluation de la perturbation de la qualité de l’eau de la rivière Kwé Ouest par les eaux souterraines (Source : VALE, 2016a).....	118
Tableau 8 - Statistiques descriptives de la composition chimique (en mg/l) de l’eau de procédé de la FPP pour le période 2009-2016 (source : [2]).....	137

## Liste des annexes

Annexe 1 Tableau de synthèse des recommandations
--

# 1. Contexte de l'expertise

## 1.1. Introduction

La société Prony Resources New Caledonia (PRNC) exploite un site industriel comprenant une mine à ciel ouvert, une usine hydro métallurgique, un port et un parc à résidus. Ces installations sont situées sur les communes de Yaté et du Mont-Dore, à l'extrémité sud de la Nouvelle-Calédonie.

Le parc à résidus occupe une vallée, fermée par un barrage de classe A<sup>1</sup>, nommé barrage KO2, dont la construction s'est achevée en 2016. Le parc, d'une capacité de stockage autorisée de 45 millions de m<sup>3</sup> de résidus humides, est aujourd'hui rempli à environ 60%. Le fond du parc à résidus est recouvert sur son ensemble d'une géomembrane disposée sur un réseau de sous-drainage. Des percolations d'eaux interstitielles sont néanmoins constatées sous la géomembrane et le déplacement d'un panache d'éléments métalliques dissous est observé sur les ouvrages du réseau de suivi des eaux souterraines situé en aval. Ce parc à résidu est soumis à autorisation au titre des ICPE et fait l'objet d'un arrêté préfectoral n°1466-2008/PS en date du 09 octobre 2008.

Prony Resources envisage de modifier les conditions de stockage des résidus en vue de prolonger la durée de vie du parc en poursuivant le remplissage avec des résidus secs, issus de filtre-presses, qui seraient stockés sur les résidus déjà en place, ainsi qu'à l'aval du barrage KO2.

L'inspection des installations classées de la DIMENC (autorité de tutelle) a demandé à Prony Resources, par l'arrêté n°692-2021/ARR/DIMENC du 18 mars 2021, de faire réaliser une expertise visant à caractériser le risque de pollution des eaux par infiltration dans le sous-sol liée au stockage des résidus dans le parc KO2.

Prony Resources a missionné le BRGM et l'INERIS pour la réalisation de cette expertise.

L'expertise réalisée est de type Institutionnel. Elle engage la responsabilité de l'Établissement public BRGM sur ses conclusions et recommandations. Sa réalisation est conforme à la Charte de l'expertise du BRGM, elle-même dérivée de la norme AFNOR NF X 50-110 *"Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise"*, et repose notamment sur la norme NF X31-620 « *Qualité du sol – Prestations de services relatives aux sites et sols pollués.* »

La pratique de l'expertise est partie intégrante du Système de Management de la Qualité du BRGM, certifié ISO 9001-2015.

---

<sup>1</sup> Les barrages sont répartis en trois classes, en fonction de deux paramètres géométriques qui sont la hauteur  $H$  du barrage au-dessus du terrain naturel et le volume d'eau dans le réservoir (le volume  $V$  est exprimé en millions de mètres cube). Ces deux paramètres permettent notamment de calculer un paramètre  $K = H^2 \times (V)^{1/2}$ .

Les barrages de classes A, les plus importants, comprennent tous les barrages de hauteur supérieure ou égale à 20 m et qui respectent en outre la condition  $K \geq 1500$ .

## 1.2. Principe de l'expertise

L'expertise des différents documents par le BRGM consiste en une analyse critique des éléments justifiant des vérifications particulières.

Elle consiste à détecter, dans les documents soumis à l'expertise et, eu égard à la réglementation en vigueur et aux règles de l'art :

- Ce qui est conforme.
- Ce qui manque.
- Les incertitudes du dossier.

L'expertise a pour objectif de répondre aux questions suivantes posées par la DIMENC :

1. *Quelle est l'extension actuelle exacte du panache ? Quels polluants (concentrations et éléments majeurs, traces et indésirables) sont concernés ?*
2. *Quelles sont les caractéristiques, et notamment phrases de risques, des actuels résidus humides et du surnageant en comparaison avec les études initiales ?*
3. *Quelle est l'évolution attendue sur le court et le long-terme des concentrations des différents polluants issus de l'infiltration dans le milieu naturel ? Quelle est notamment cette évolution dans la Kwé et les sources environnantes (temps de transfert dans les eaux souterraines et de surface) ?*
4. *Du fait de cette évolution attendue, existe-t-il un risque de toxicité pour l'être humain (captage AEP, baignade...) et pour les espèces vivantes spécifiques à la Nouvelle-Calédonie et au Grand Sud (dont les espèces endémiques), notamment par bioaccumulation ?*
5. *Existe-t-il une influence d'autres sources de contamination industrielles (par exemple eaux de process utilisées à l'unité de préparation du minerai) sur la Kwé et les sources environnantes ?*
6. *Existe-t-il un risque sur le long-terme que l'infiltration aujourd'hui constatée s'aggrave, notamment par une détérioration supplémentaire de la géomembrane ou une augmentation du volume de résidus stockés ?*
7. *Quelles règles d'exploitation devraient être mises en œuvre pour limiter, atténuer voire supprimer ce risque ? Le cas échéant, quels moyens de remédiation face au risque toxique devraient être mis en œuvre et selon quel calendrier ?*
8. *Quelles sont les caractéristiques des résidus secs pour mieux évaluer l'impact potentiel futur de Lucy 2.0 sur le risque de pollution par infiltration ? La mise en œuvre de résidus asséchés en aval de la berme peut-elle avoir un impact supplémentaire sur les eaux souterraines et de surface environnantes ? Si oui, comment réduire au maximum ce risque ?*

Ces questions seront dénommées de Q1 à Q8 dans la suite de la présente expertise.

L'expertise n'a pas pour objectif de faire ou refaire les études soumises à expertise, mais d'émettre un avis en réponse aux questions de la DIMENC. Elle sera éventuellement accompagnée d'analyses de données (en complément des documents fournis) et de recommandations relatives à des investigations ou études complémentaires liées aux manques détectés, ainsi que d'avis que le BRGM jugera pertinent de porter à connaissance à la lecture des rapports soumis.

### **1.3. Réunions et visite du site**

Une réunion de cadrage de l'expertise s'est tenue le 8 mars 2022 en présence des représentants de PRNC (Prony Resources New Caledonia), du BRGM et de l'INERIS (CR en annexe). Cette réunion a permis de préciser le cadre de l'expertise.

Une visite du site, organisée par PRNC a eu lieu les 19, 20 & 25 avril 2022 (J.L. Folio, J.F. Vernoux, G. Boissard). Deux réunions se sont également tenues dans les bureaux de PRNC à Nouméa, pour préciser certains points concernant les documents à expertiser.

### **1.4. Structure du rapport d'expertise**

Le Chapitre 2 présente les caractéristiques du site.

Les chapitres suivants (3 à 8) reprennent une à une chacune des questions de la DIMENC, à l'exception de la question 4 sur le risque de toxicité, traitée par l'INERIS et qui fait l'objet d'un rapport spécifique. Les questions 6 & 7 ont été regroupées dans un même chapitre, dans la mesure où elles se recoupaient. Le chapitre 9 présente les avis et les recommandations du BRGM.

Le détail des documents expertisés pour répondre à chaque question figure dans chacun des chapitres 3 à 8.



## 2. Caractéristiques du site

### 2.1. Localisation

Le site expertisé est localisé sur les communes de Yate et Mont-Dore, dans la province Sud de la Nouvelle-Calédonie. La délimitation de la zone d'étude est indiquée par le trait bleu sur l'illustration 1. Cette délimitation a été fournie par PRNC sur la base d'une délimitation des bassins versants souterrains.



*Illustration 1 - Localisation de la zone d'étude*

### 2.2. Contexte géologique<sup>2</sup>

Le contexte géologique de la zone d'étude est la nappe des péridotites qui couvre actuellement le tiers de la Grande Terre de Nouvelle-Calédonie. Cette nappe correspond principalement aux roches du manteau supérieur (harzburgites) et plus rarement aux formations ultrabasiques (pyroxénites, wehrlites et dunites) et basiques (gabbros cumulats). Le manteau d'altération qui surmonte les péridotites est un système multicouche dont chaque horizon présente une structure et une texture spécifiques qui lui confèrent des caractéristiques hydrodynamiques particulières.

<sup>2</sup> Les éléments de contexte géologique sont repris pour l'essentiel de la thèse de Julie Jeanpert. Structure et fonctionnement hydrogéologiques des massifs de péridotites de Nouvelle-Calédonie. Sciences de la Terre. Université de la Réunion, 2017. Français. NNT : 2017LARE0047. tel-01845503





La zone d'étude fait partie du Massif du Sud, considéré comme un massif de type « bassin » avec des surfaces d'altération importantes sur le plateau de Goro et la plaine des Lacs (Illustration 2).

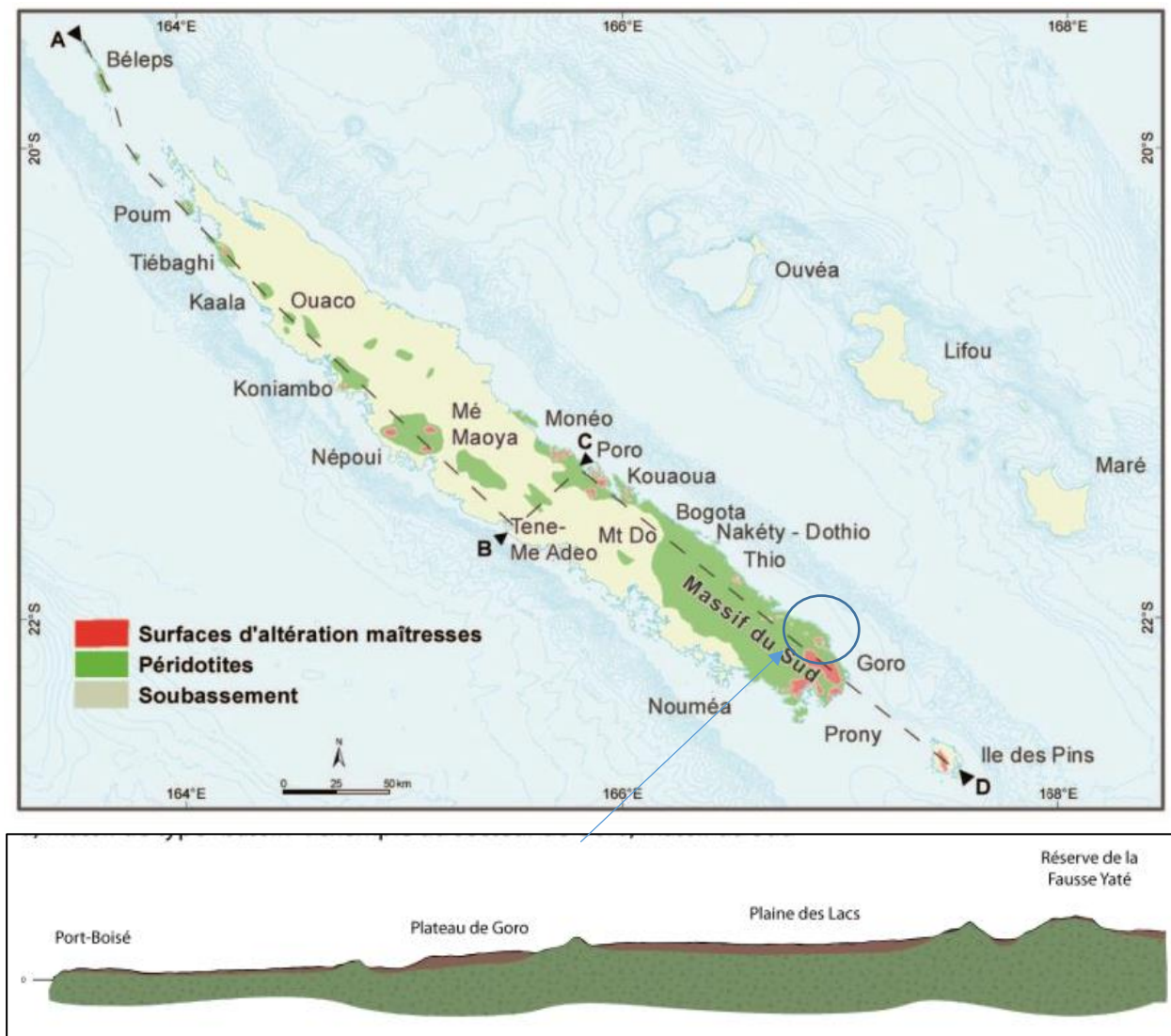


Illustration 2 - Profil topographique simplifié du massif de Goro (Jeanpert, 2017)

Le profil géologique type du Massif du Sud est constitué de haut en bas, par la cuirasse ferrugineuse (incluant un horizon nodulaire appelé grenaille) développée au sommet d'une couche de latérite rouge, puis jaune, un horizon de saprolite d'abord fine, puis grossière surmontant la roche mère dont le degré de fracturation et d'altération diminue plus ou moins rapidement avec la profondeur.

Ces formations géologiques ont des épaisseurs variables et ne sont pas nécessairement présentes partout ce qui conduit à l'existence de profils d'altération tronqués. On peut distinguer ainsi trois grandes catégories de successions stratigraphiques sur la base d'une classification morphostructurale du paysage (Illustration 3).

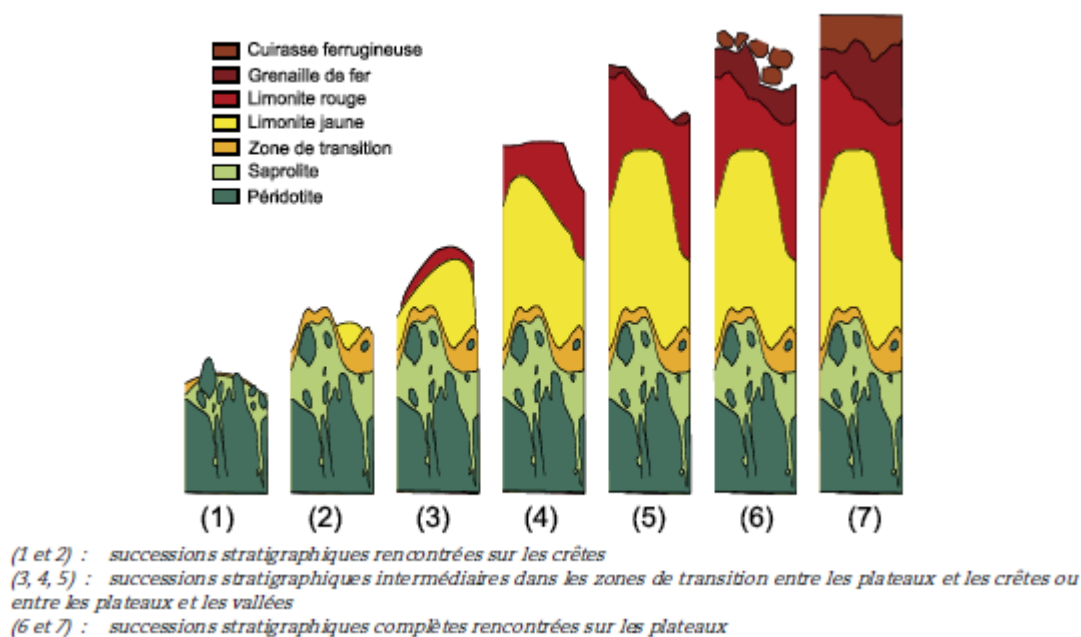


Illustration 3 - Successions stratigraphiques simplifiées rencontrées dans différents secteurs du site de Goro (source : DAE 2015)

### 2.3. Contexte hydrologique<sup>3</sup>

Plusieurs bassins versants correspondants aux cours d'eau principaux caractérisent la région sud-est de la Nouvelle-Calédonie (Illustration 4). Le site d'étude se situe pour l'essentiel sur le bassin de la Kwé, dont la superficie est de 40 km<sup>2</sup> (Illustration 5). On distingue les bassins versants de la Kwé Ouest, de Kwé Nord, de la Kwé Est, de la Creek de la Crête sud et de la Kwé principale. De manière typique pour le Sud Est de la Nouvelle Calédonie, toutes ces rivières présentent des pentes généralement fortes et coulent dans un chenal étroit, entrecoupé de rapides et de cascades. Le régime d'écoulements est généralement torrentiel.

Le schéma hydraulique du bassin versant de la Kwé est présenté sur l'illustration 6, avec présence de 3 stations hydrométriques, dont la station KOL située sur la Kwé Ouest, à proximité du parc à résidus KO2.

Il faut également noter que les eaux de deux rivières sont captées pour alimenter en eau potable les tribus et villages environnants. C'est le cas de la Truu, qui alimente le village de la Truu et de la Wadjana qui alimente la tribu de Goro. Le débit de la source Truu, située en amont de la rivière Truu, est de 60 l/s (valeur calculée entre mars 2011 et février 2012 lors du suivi mensuel de la fosse minière à 25 ans). Elle est alimentée par un réseau souterrain mis en évidence en 2008 par des essais de traçage montrant une connexion hydraulique entre les bassins de la Kwé Est (VSKE) et de la Truu. D'autres essais par traçage réalisés dans cette zone ont révélé d'autres connexions hydrauliques : (i) entre le bassin de la Kwé Est (VSKE) et le bassin Entonnoir (ii) entre le bassin Entonnoir et le bassin de Cascade et (iii) entre le bassin de Cascade et le bassin de la Truu.

<sup>3</sup> Les éléments de contexte hydrologique sont repris pour l'essentiel de la DAEM de 2015 (livret D, volet C)



De nombreuses dolines sont répertoriées sur toute la zone d'étude confirmant l'existence de dynamiques pseudo-karstiques passées ou actuelles. Ce sont des centres de drainage locaux le plus spectaculaire étant celui du Trou du Tahitien.

L'endoréisme, qui correspond à des zones dans lesquelles l'écoulement des eaux superficielles n'atteint pas la mer et se perd dans des dépressions fermées, apparaît sur de nombreuses zones.

La capture de nombreuses rivières existe également sur le site de Goro, essentiellement à la limite entre les bassins versants de la KO4 et de la KO5 d'une part et au sud du bassin versant de la plaine des Lacs d'autre part.

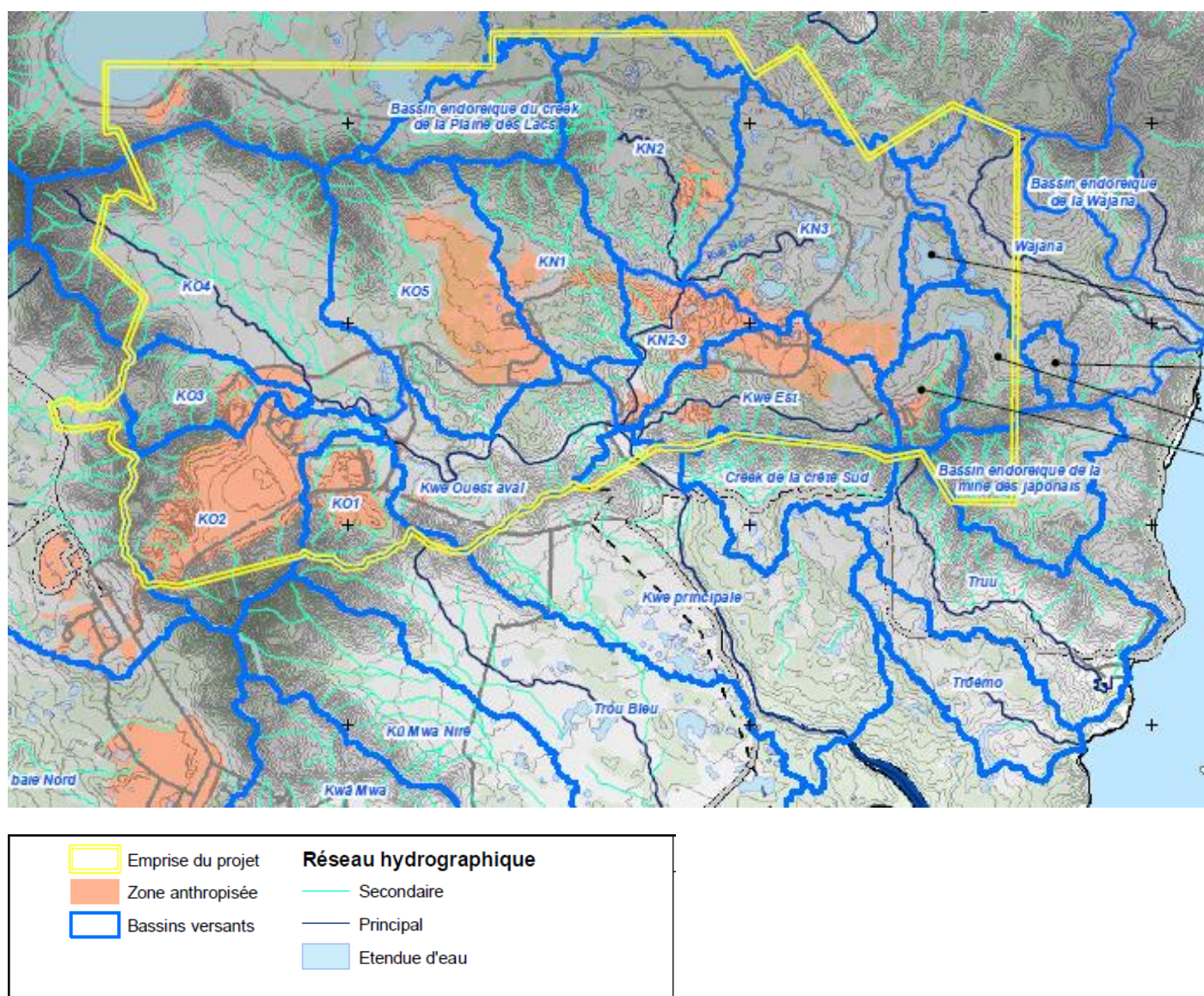


Illustration 4 – Cadre hydrologique (source : DAEM 2015)

Bassins versants principaux	Surface BV (km²)	Rivière				Installations VNC
		sous bassins versants	Longueur (km)	Pente (%)	Sinuosité (1)	
Rivière Kwé	18,09	Kwé Ouest	8,3	4,8	1,3	Stockage de résidus épaissis, usine de préparation du minéral (limite Kué Ouest et Kué Nord) Future zone d'aménagement KO4
	10,89	Kwé Nord	7,3	5,2	1,4	Mine
	2,25	Kwé Est	4,2	3,6	1,2	
	1,60	Creek de la Crête Sud	2,6	10,3	-	Aucune installation
	6,94	Kwé Principale	4,1	1,4	1,2	
Total Kwé	39,77					
Trou Bleu	6,43	Trou Bleu	3,7	3,2	1,1	Aucune installation
Wajana	3,52	Wajana	3,8	7,1	1,5	Aucune installation
Kué binyi	32,10	Kuébini	8,0	3,0	1,7	Aucune installation
Truu	3,34	Truu	4,4	10	-	Aucune installation
Cascade	2,02	Cascade	2,3	6	-	Aucune installation
Entonnoir	1,15	Entonnoir	1,2	8,5	-	Aucune installation
Baie de Prony	14,20	Kaori	3,9	6,6	1,1	Aucune installation
	13,46	Kadji	4,7	7,7	1,2	Base-vie, tuyau d'eau brute (faible emprise)
	9,57	Creek Baie Nord	5,3	n/d	n/d	Site industriel, convoyeur port-site industriel, station d'épuration base-vie, émissaire des effluents liquides
	18,43	Baie de Prony Est (2)	n/d	n/d	n/d	Port, convoyeur port-site industriel
Plaine des lacs	81,88	-	-	-	-	Pépinière, camp de la géologie
Total	104,22					

Illustration 5 – Caractéristiques des principaux bassins versants (source : DAEM 2015)

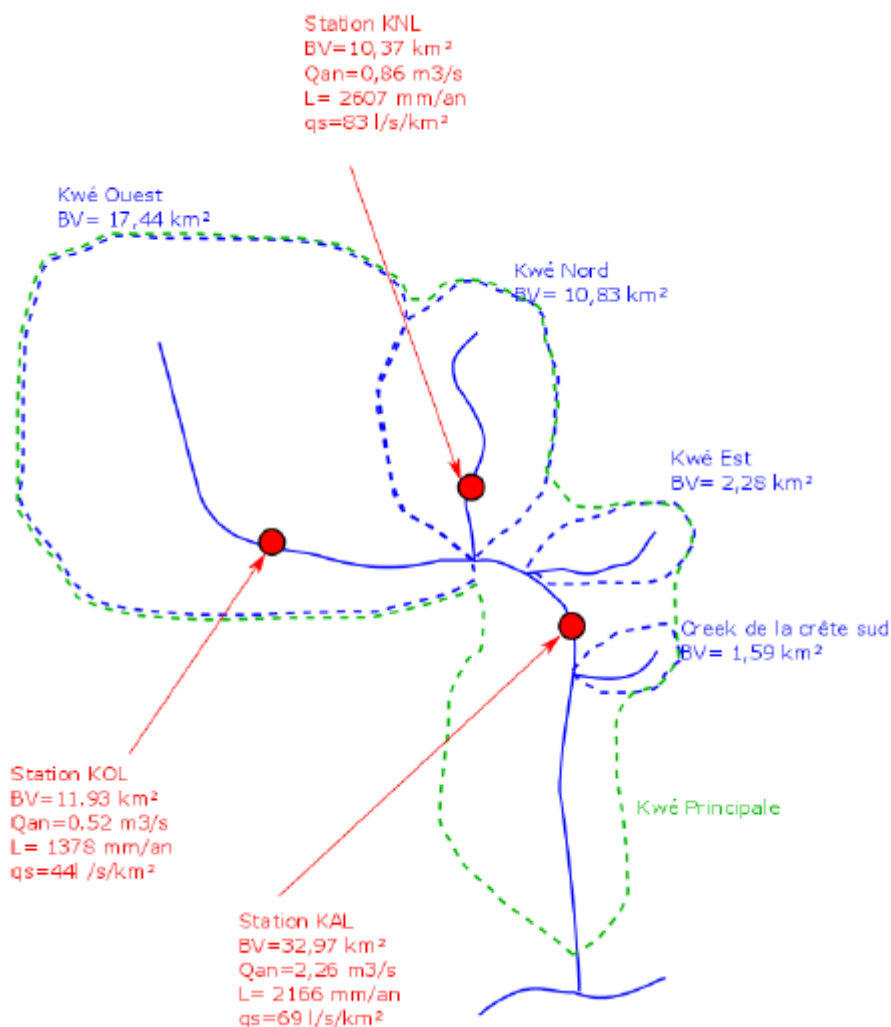


Illustration 6 - Schéma hydraulique du bassin versant de la Kwé, débits moyens annuels (Qan), lame d'eau ruissellée moyen (L) et débit spécifique (qs) (source : DAEM 2015)

Les régimes hydrologiques sont affectés par la nature du sol, des pentes et de la végétation, mais surtout par les irrégularités du régime pluvial. La variation saisonnière des débits suit le rythme des précipitations.

Les basses eaux s'observent entre août et novembre, l'étiage se produisant généralement entre septembre et octobre. Les valeurs d'étiage sont essentiellement liées au régime des précipitations et à la capacité de rétention des bassins versants, qui sont quasiment exclusivement alimentés par des nappes souterraines, en général peu développées, sauf pour les massifs de péridotite.

Certaines rivières peuvent ainsi se tarir complètement ou partiellement. C'est le cas du creek de la Crête Sud dans la zone d'étude. Les débits mensuels sont plus élevés de janvier à avril avec un pic généralement observé en février ou en mars.



## 2.4. Contexte hydrogéologique<sup>4</sup>

### 2.4.1. Caractéristiques de l'aquifère

L'hydrosystème des péridotites de Nouvelle-Calédonie consiste en un système multicouches, assimilable à un milieu fracturé, dont les strates sont *a priori* hydrodynamiquement différentes. On distingue généralement 4 niveaux (Illustration 7) :

- **L'aquifère supérieur de la cuirasse**, dont l'épaisseur est de 3.5 m dans le secteur de Goro, qui présente une double perméabilité (alvéolaire due à sa structure, et de fracture due à son démantèlement) favorisant l'infiltration rapide de l'eau précipitée et ruisselée ;
- Un **aquitard** correspondant aux horizons des **latérites rouges et jaunes**, dont l'épaisseur est de 6 m pour les latérites rouges, et de 31 m pour les latérites jaunes dans le secteur de Goro. Il est caractérisé par une forte porosité et une faible perméabilité, qui lui confèrent la fonction capacitive du système ;
- **L'aquifère principal** semi-captif, qui correspond au niveau des **saprolites grossières** au toit de la roche saine, dont l'épaisseur est d'une dizaine de mètres dans le secteur de Goro. Le système hétérogène, composé de la roche très altérée et de blocs relativement sains, facilite la circulation de l'eau et alimente les principales résurgences des versants et les cours d'eau à l'étiage. Le drainage des latérites constitue une part significative de la recharge annuelle de l'aquifère principal
- **L'aquifère profond**, qui correspond à La **péridotite non altérée**, a jusqu'à récemment été considéré comme composant le **substratum** de l'aquifère principal des saprolites, mais l'existence d'un écoulement souterrain plus profond, probablement dans les fractures du socle, est envisagé

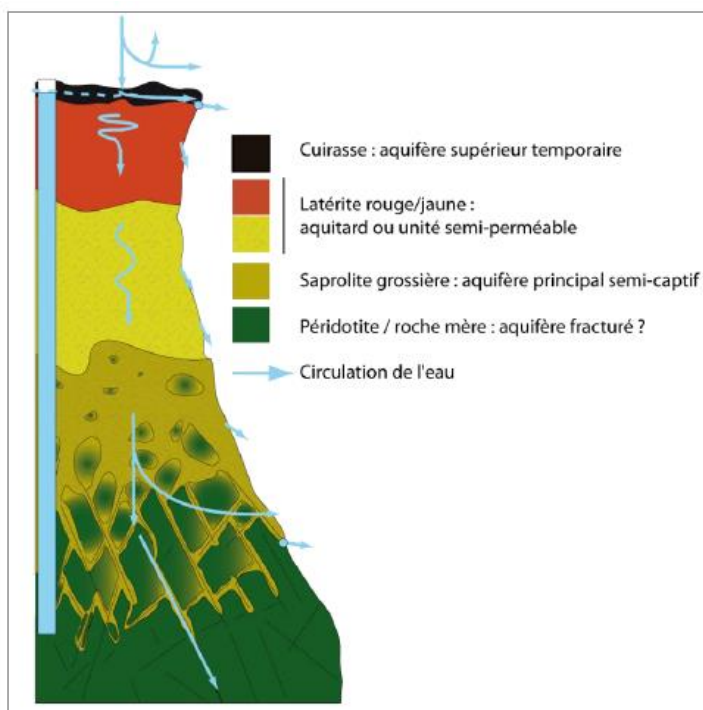
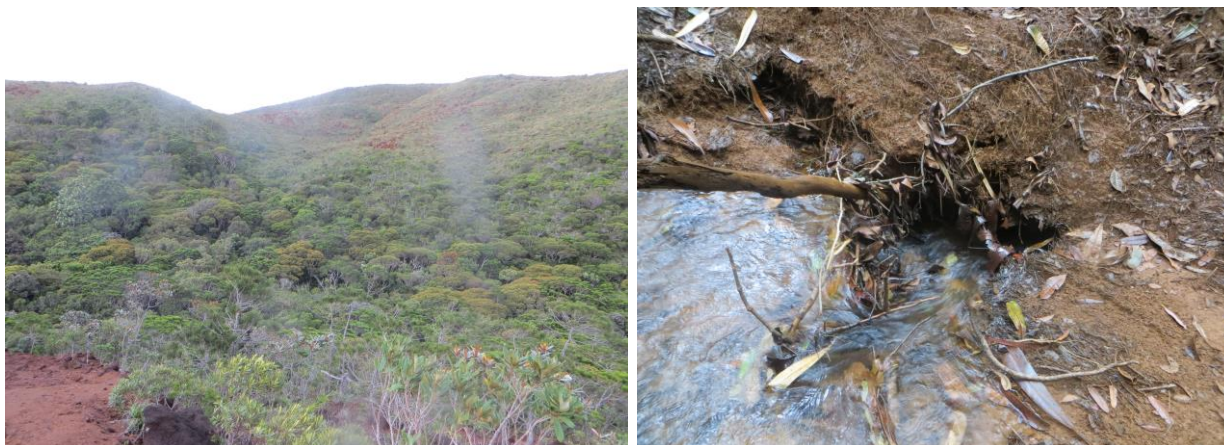


Illustration 7 - Modèle hydrogéologique des péridotites de Nouvelle-Calédonie  
établi à partir de l'étude du massif de Tiebaghi et du Massif du Sud (Jeanpert, 2017)

<sup>4</sup> Les éléments de contexte hydrogéologique sont repris pour l'essentiel de la thèse de Julie Jeanpert (2017) et de la Demande d'autorisation d'exploitation minière (DAEM) de 2015

Dans la zone d'étude, ces 4 niveaux se retrouvent dans les plateaux et bassins, là où le manteau d'altération est présent. Si cette structure semble similaire à celle des aquifères de socle, il existe des spécificités qui en font un hydrosystème particulier. En effet, la solubilité des silicates en milieu tropical permet la formation de vides, voire de drains, comme cela est observé dans les milieux calcaires, à cela près que dans le cas des péridotites, le produit résultant de l'hydrolyse génère un résidu solide d'altération, susceptible de boucher les vides formés. On parle dans le cas des péridotites de Nouvelle-Calédonie de **pseudo-karst** ou **pseudo-épikarst** (Jeanpert, 2017). En effet si les péridotites montrent des formes de dissolution, la partie inférieure et ouverte du karst n'est pas avérée à l'échelle des massifs de péridotites.

La zone d'étude est ainsi caractérisée par la présence de dolines et de dépressions fermées de grandes dimensions (quelques centaines de mètres à plusieurs kilomètres), soumises à des inondations périodiques, et parcourues par des petits cours d'eau pérennes ou temporaires, dont les eaux sont absorbées par des gouffres. Ils sont le plus souvent d'origine tectonique, se développent au niveau de la surface libre de la nappe phréatique, et peuvent même être perchés. De par leur morphologie, ils constituent des **bassins endoréiques**, c'est-à-dire un bassin versant clos retenant les eaux (superficielles ou non) dans une dépression fermée. Tout apport hydrique ne peut quitter un bassin endoréique que par évaporation ou infiltration (Illustration 8).



*Illustration 8 – Exemple de bassin endoréique avec infiltration d'eau dans un gouffre (source BRGM)*

Sur les chaînons rocheux, on distingue 3 couches :

- La couche affleurante (couche 1), soumise à d'intenses processus d'altération et de karstification. L'épaisseur de cet épikarst, c'est-à-dire la zone d'influence des mécanismes d'altération et de karstification, est variable selon les secteurs, de l'ordre de quelques mètres à une dizaine de mètres.
- La couche 2 est une zone plus ou moins épaisse, constituée par des roches présentant des caractéristiques de fracturation et d'altération intermédiaires entre la couche 1 et la couche 3. Sa perméabilité est très probablement variable selon les secteurs. Néanmoins, elle diminue plus ou moins rapidement avec la profondeur. Cette couche est considérée en continuité hydraulique avec l'aquifère inférieur du manteau d'altération.
- La couche 3 constitue le cœur du chaînon rocheux. Il s'agit de roches saines, peu ou pas fracturées, constituant un noyau globalement peu perméable. Localement, cette perméabilité peut être plus importante, notamment le long des grandes failles qui recoupent les chaînons, ou très forte le long des axes de drainage des pseudo-karsts. Cette couche fait partie du substratum hydrogéologique régional. Pour les chaînons rocheux du secteur de Goro, les observations réalisées ont tendance à montrer que cette couche débute approximativement à partir de 50 mètres de profondeur sous la surface topographique.



Le manteau d'altération et les chaînons rocheux constituent un système hydrogéologique classique, constitué par un niveau de saturation régional qui se répartit dans un ensemble de couches plus ou moins interdépendantes. Cependant, ce schéma hydrogéologique simple est complexifié par la présence de failles d'extension régionale associées ou non à des phénomènes de karstification. Cette fracturation introduit deux modalités supplémentaires de circulation des eaux qui viennent se surimposer au schéma initial.

A l'échelle régionale, le système peut être décrit comme un puzzle de cellules, peu ou pas fracturées, séparées par des failles (Illustration 9), l'ensemble étant plus ou moins interconnecté. Le fonctionnement de ce système à cellules peut être décrit au travers de deux fonctions : une fonction de transfert aux frontières des cellules et une fonction capacitive caractérisée par des écoulements lents et tamponnés dans le manteau d'altération.

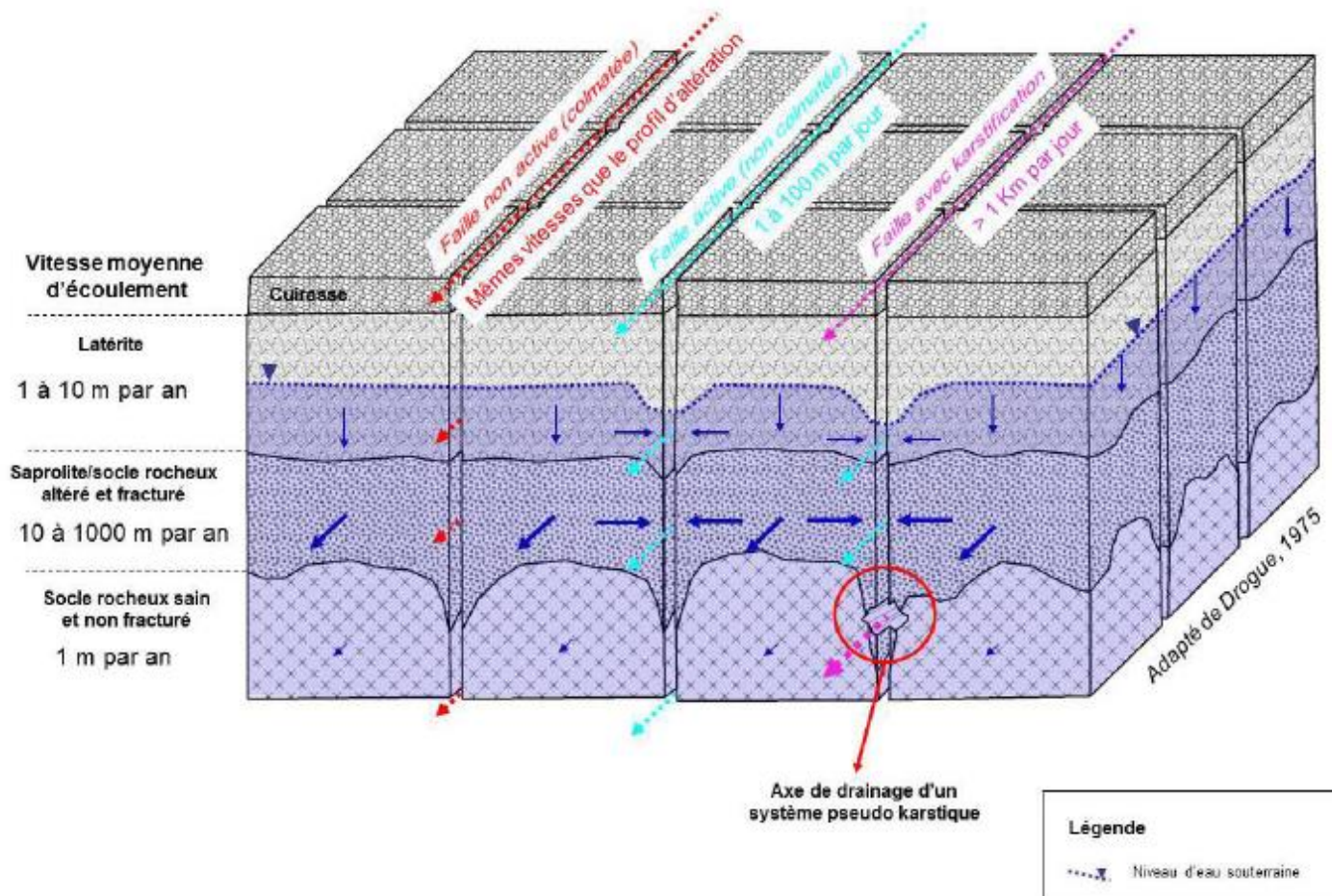


Illustration 9 - Modèle conceptuel hydrogéologique à l'échelle régionale (source : DAEM 2015)

#### 2.4.2. Caractéristiques hydrodynamiques

La **recharge** des nappes sur le bassin de la Kwé a été évaluée à 900 mm/an sur la période 1998-2010. Elle représente 29 % de la pluie et 43 % de la pluie efficace. Les temps de transfert sont estimés entre 5 et 100 ans pour les latérites, et entre 5 et plus de 150 ans pour les saprolites grossières et la roche mère (Jeanpert, 2017)

L'analyse des **conductivités hydrauliques** réalisée par Jeanpert (2017) montre que la distribution des valeurs est peu dispersée pour le niveau des latérites, ou niveau aquitard, alors que les conductivités hydrauliques mesurées dans les saprolites grossières et saprock sont fortement variables, de très perméables à quasi imperméables, mettant en évidence une hétérogénéité importante à l'échelle du forage (Illustration 10). La perméabilité moyenne dans les



saprolites grossières ( $10^{-6}$  m/s) est dix fois supérieure à celle des latérites ( $10^{-7}$  m/s). Dans le substratum de péridotite, la conductivité hydraulique décroît avec la profondeur, de  $2 \cdot 10^{-7}$  m/s à  $2 \cdot 10^{-8}$  m/s entre 50 et 250 m sous le mur de l'aquifère.

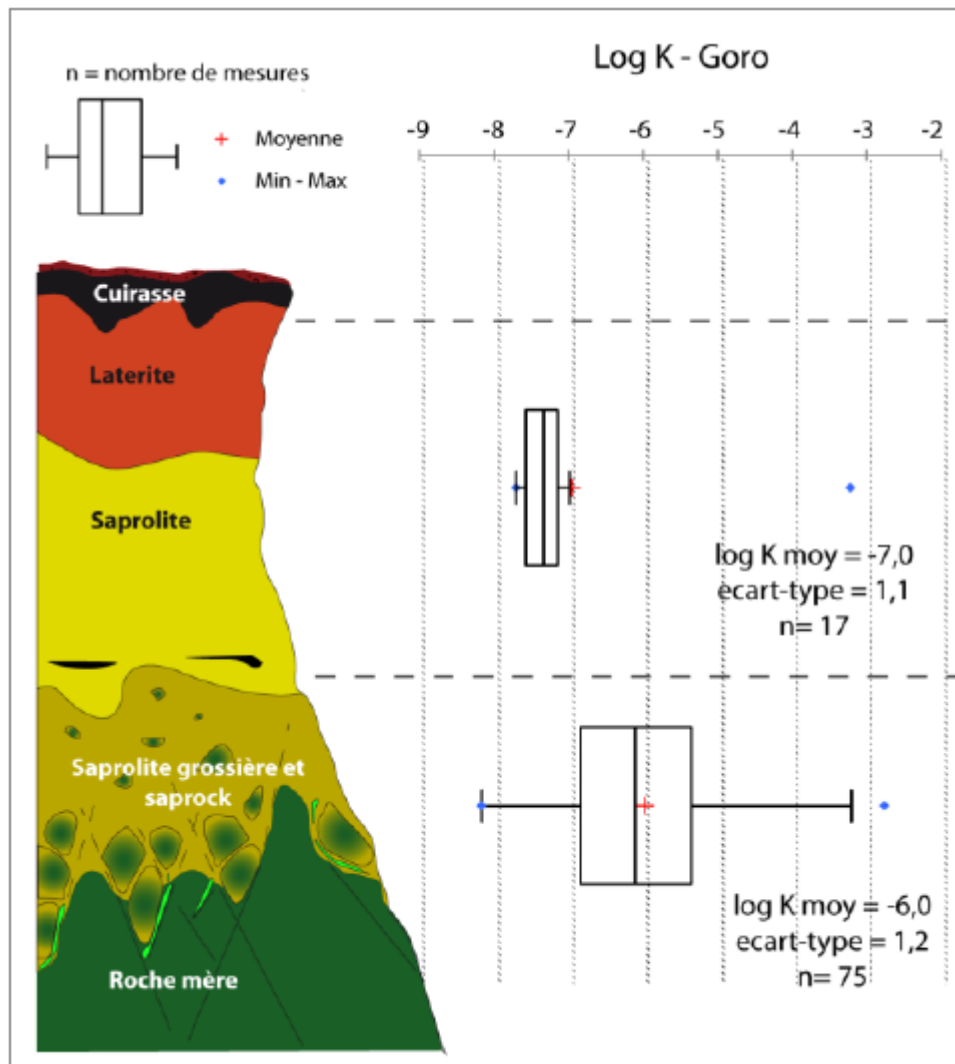


Illustration 10 - Valeurs de conductivité hydraulique sur les latérites et sur les saprolites grossières et saprock, données du massif de Goro (Jeanpert, 2017)

### 2.4.3. Fonctionnement hydrogéologique du profil d'altération

#### Aquitard Latéritique

L'extension latérale de l'aquitard des latérites est limitée par le pied des crêtes. Cependant, l'aire d'alimentation de l'aquitard peut s'étendre jusqu'aux lignes de crêtes, car le ruissellement sur les crêtes peut participer à la recharge dudit aquitard.

L'aquitard contient une nappe d'eau à surface libre. La nappe est pérenne à l'intérieur des plaines et des plateaux. Son existence peut être temporaire au pied des crêtes ou dans les versants des grandes vallées qui entaillent le bassin de la Kwé.

La surface de la nappe est globalement parallèle à la topographie. A l'intérieur des plaines et des plateaux, elle est généralement très proche de la surface du sol ; les amplitudes de variation des niveaux piézométriques y sont plus faibles, mais augmentent en se rapprochant des crêtes et des vallées encaissées.

La nappe située dans l'aquitard est très réactive aux précipitations.

### **Aquifère principal**

La nappe d'eau dans l'aquifère principal est captive (ou semi-captive) dans les plaines et à l'intérieur des plateaux. Au pied des crêtes, dans les crêtes et dans les vallées, la nappe de l'aquifère devient libre. Les secteurs où la nappe est captive peuvent régresser en fonction des situations hydrologiques. La surface de la nappe est globalement parallèle à la topographie sauf dans le secteur de KO4.

Les amplitudes de fluctuation des niveaux piézométriques sont généralement comparables à celles observées dans l'aquitard. Elles augmentent à mesure que l'on se rapproche des crêtes et des axes des vallées. Les amplitudes les plus fortes sont observées au pied des crêtes et dans les crêtes.

Les gradients piézométriques verticaux montrent que des échanges d'eau se font la plupart du temps de l'aquitard vers l'aquifère. L'intensité du gradient est plus élevée à proximité des axes de drainage et dans les secteurs où la nappe de l'aquifère devient libre.

Dans sa thèse, Jeanpert considère que l'analyse piézométrique met en évidence des connexions hydrauliques de l'aquifère principal avec le substratum fracturé profond.

#### **2.4.4. Ecoulement des eaux souterraines et relations nappe-rivière**

Les cartes piézométriques hautes eaux et basses eaux réalisées en 2012 (A2EP Roche 2014) montrent, sur le secteur du parc KO2, deux limites de partage des eaux souterraines de l'aquifère principal, l'une à l'est et l'autre au sud, ainsi qu'un axe de drainage depuis le parc KO2, vers le Nord-est puis vers l'Est. Cet axe de drainage correspond à la Kwé ouest aval et la Kwé principale. Les cartes piézométriques hautes eaux et basses eaux ne montrent pas de différences significatives dans ce secteur. D'après la carte piézométrique basses eaux, le gradient hydraulique entre le parc KO2 et la Kwé ouest est d'environ 2%.

Les cartes piézométriques ne couvrant que le quart de la zone d'étude E3, les informations sur les écoulements souterrains au Sud-est font défaut, mais on peut supposer qu'ils se poursuivent dans cette direction, avec un drainage par la Kwé (Illustration 11). On ne connaît pas non plus les écoulements à l'ouest du parc KO2.

On note également la présence de deux sources en aval immédiat du barrage KO4 (WK17 & WK20), représentant un point de drainage privilégié de la nappe principale.

La flèche verte sur la carte piézométrique indique une connexion inter-bassins. D'après le DAEM (Vale, 2015) « les données piézométriques disponibles montrent sans ambiguïté que le bassin endoréique de la Kwé Ouest se vidange par voie souterraine dans la baie du Port Boisé. Les limites géographiques du bassin endoréique ne sont pas connues avec précision. Sa superficie serait de l'ordre de 0,68 km<sup>2</sup>. Au regard des observations disponibles, il est fait l'hypothèse que ce bassin est associé à un système pseudo karstique fossile dont l'axe de drainage serait plus ou moins colmaté. »

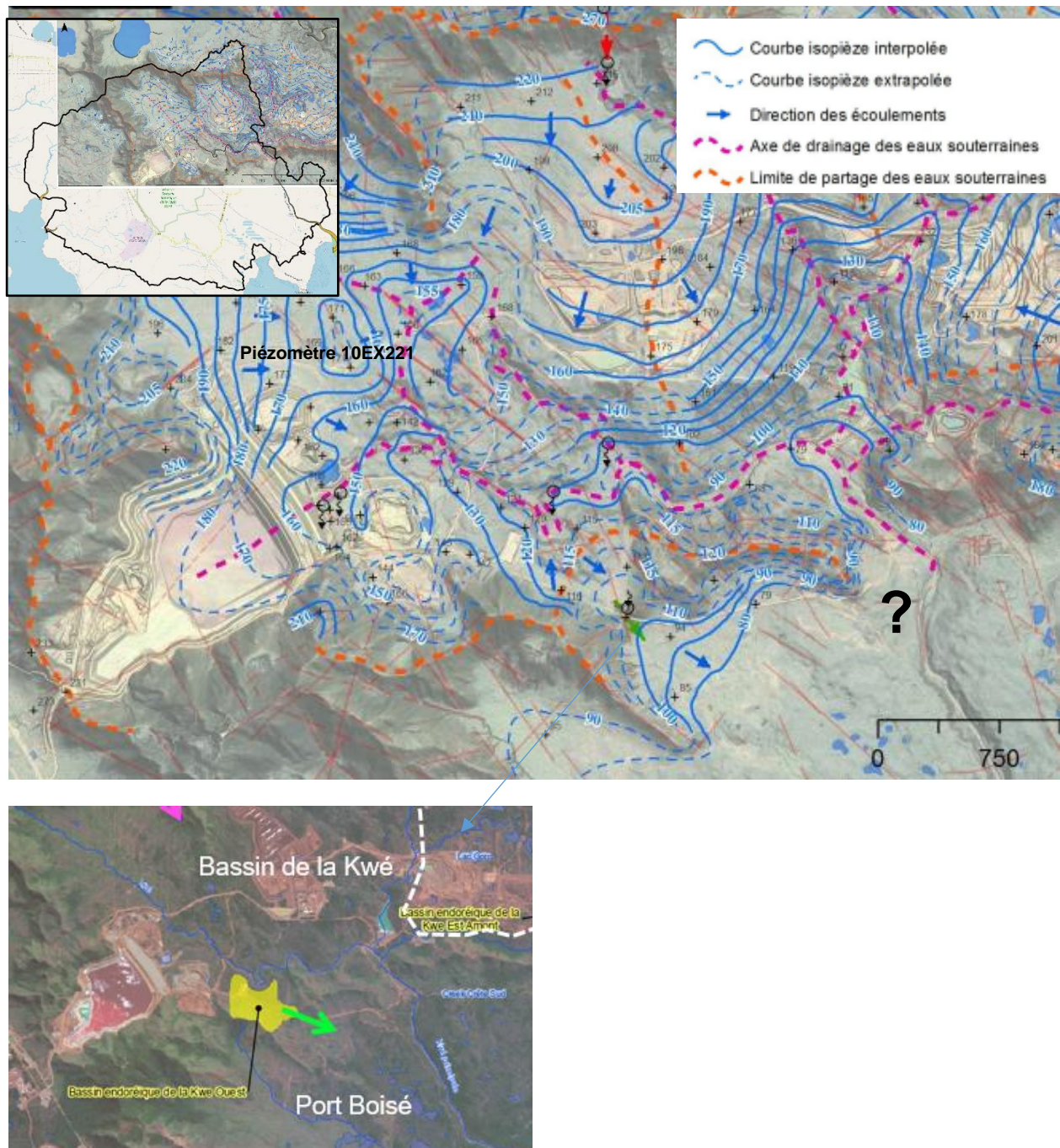


Illustration 11 - Carte piézométrique basses eaux de l'aquifère principal dans le secteur du parc KO2 (source : A2EP Roche, 2014) et connexion du bassin endoréique de la Kwé Ouest avec la baie du Port Boisé (source DEAM, 2015)

Le piézomètre 10EX0221, situé au sud de KO4 et reporté sur l'illustration 11 a été utilisé comme référence pour définir les périodes hydrologiques (Illustration 12).

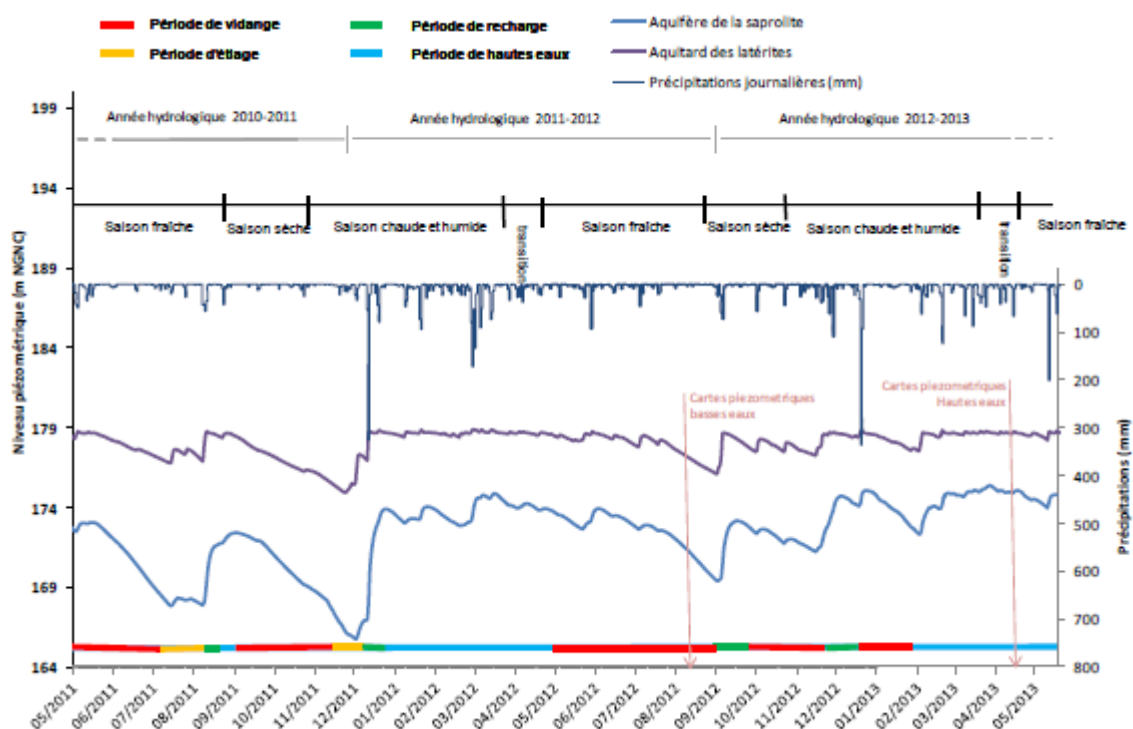


Illustration 12 - Chronique du niveau piézométrique enregistré dans le piézomètre 10EX0221, périodes hydrologiques, années hydrologiques et saisons (source A2EP/ROCHE, 2014)

Les cartes piézométriques hautes eaux et basses eaux de l'aquitard des latérites montrent également un écoulement Ouest-Est et un drainage par la Kwé (Illustration 13). On observe des échanges verticaux entre l'aquitard des latérites et l'aquifère de la saprolite. Ces écoulements sont descendants (l'aquitard est drainé par l'aquifère) quelle que soit la période hydrologique. En aval du parc KO2, ces échanges seraient de 15 %, alors qu'ils atteindraient entre 80 et 100 % dans le secteur où les écoulements souterrains en provenance du parc KO2 seraient susceptibles de L'étude A2EP/Roche (2014) a également montré que l'aquitard est constitué par des matériaux latéritiques dont l'épaisseur n'est pas uniforme. Les valeurs les plus fortes sont observées dans les secteurs KO4 et KO2. La capacité de stockage de l'aquitard dans ce secteur pourrait donc être plus importante que dans d'autres secteurs (Illustration 15). Ce qui est plus surprenant est l'absence d'aquitard sur la carte, alors que l'illustration 14 montre des gradients piézométriques verticaux importants entre l'aquitard et l'aquifère.



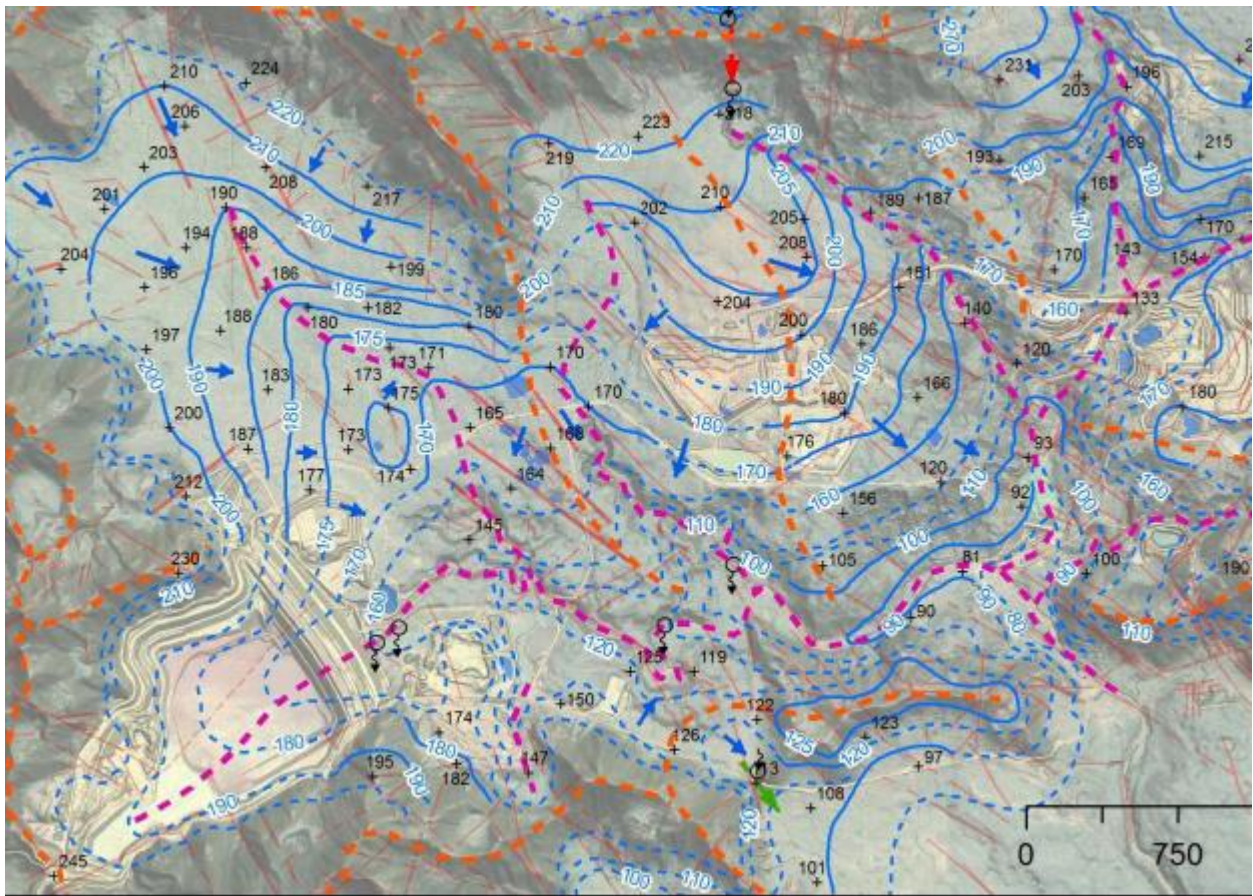


Illustration 13 - Carte piézométrique basses eaux de l'aquitard des latérites dans le secteur du parc KO2  
(source : A2EP Roche, 2014)

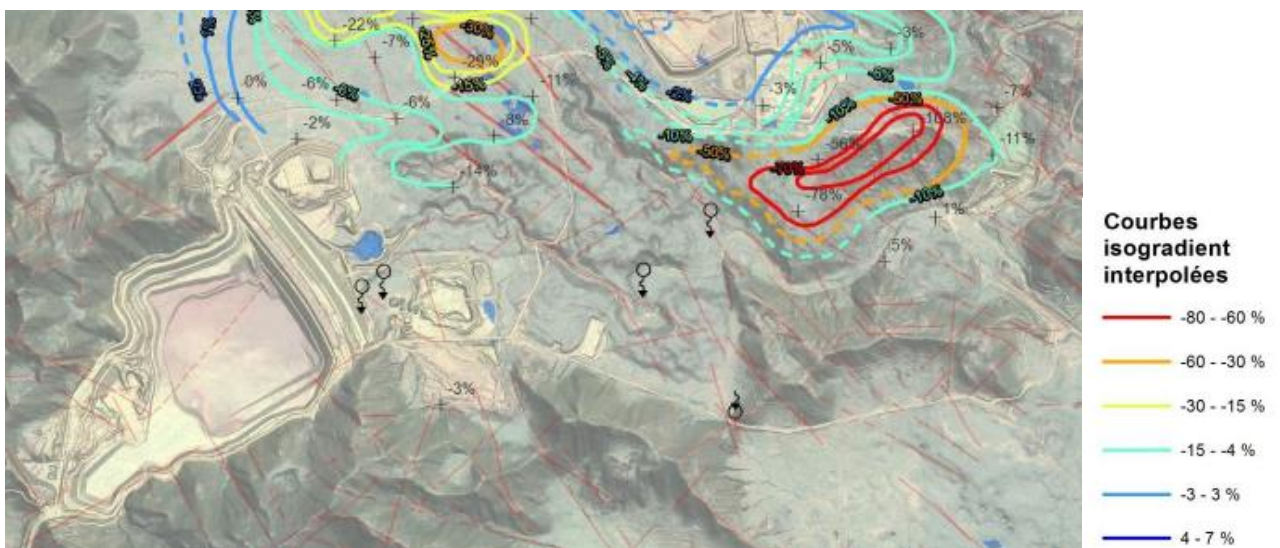


Illustration 14 - Analyse des gradients piézométriques verticaux entre l'aquitard des latérites et l'aquifère de la saprolite pendant la période de hautes eaux (Avril 2013) ( source : A2EP Roche, 2014)



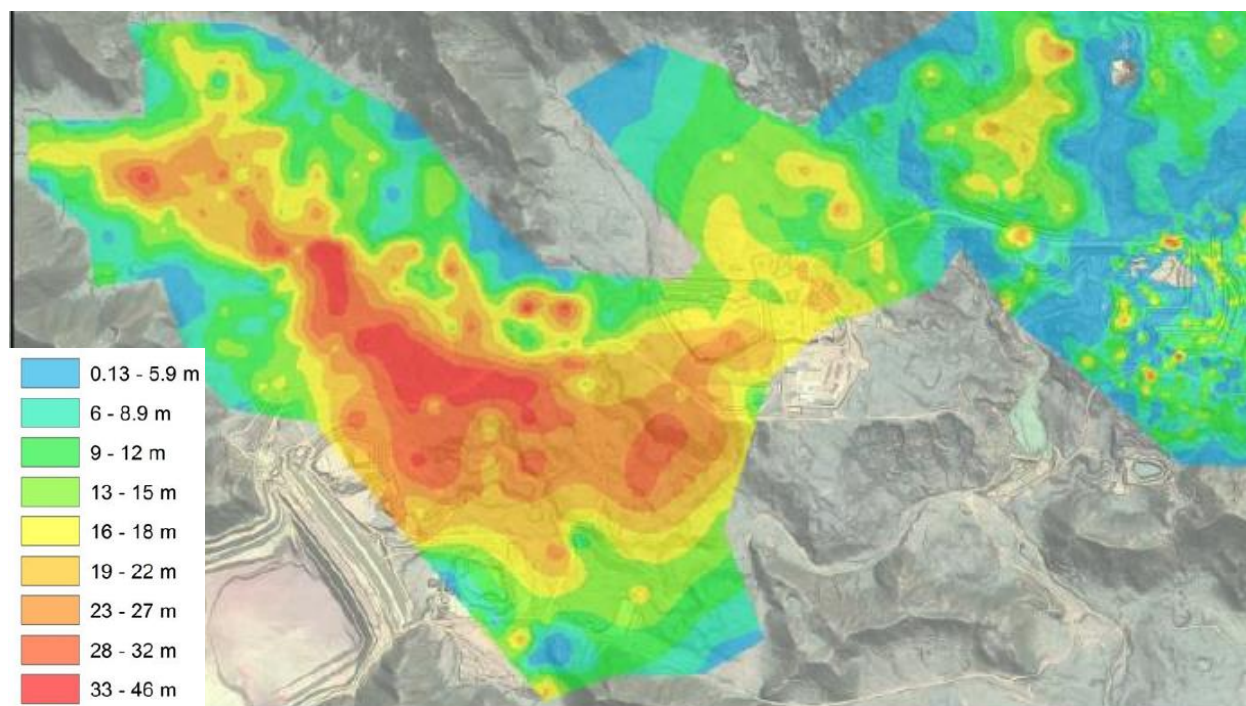


Illustration 15 - Epaisseur de l'aquitard des latérites dans le secteur de KO2 et KO4  
(source : A2EP Roche, 2014)

Les relations nappe-rivière ont été caractérisées sur la base de huit campagnes de jaugeage, réalisées entre 2011 et 2013 avec des très hautes eaux en février 2012, des hautes eaux en juillet 2012 et juin 2013, des moyennes eaux en novembre 2012 et octobre 2013, des basses eaux en juillet 2011 et février 2013 et des très basses eaux en novembre 2011.

Les tronçons de la Kwé Ouest situés en aval du parc KO2, sont la plupart du temps drainants mais peuvent parfois être infiltrants plutôt dans la partie amont en période de hautes eaux (Juillet 2012) et plutôt dans la partie aval en période de moyennes eaux (Octobre 2013) (Illustration 16).

Dans l'expertise de Ledoux et al. (2007), les auteurs considèrent que la Kwé ouest n'est pas alimentée par les eaux souterraines mais uniquement par les précipitations. « La branche de la Kwé Ouest sur laquelle se situera le stockage, qui se trouve cernée sur les flanc nord et sud par des crêtes de péridotites massives, présente tout particulièrement une configuration favorable pour être à l'abri d'apports d'eau de la part de bassins adjacents. »

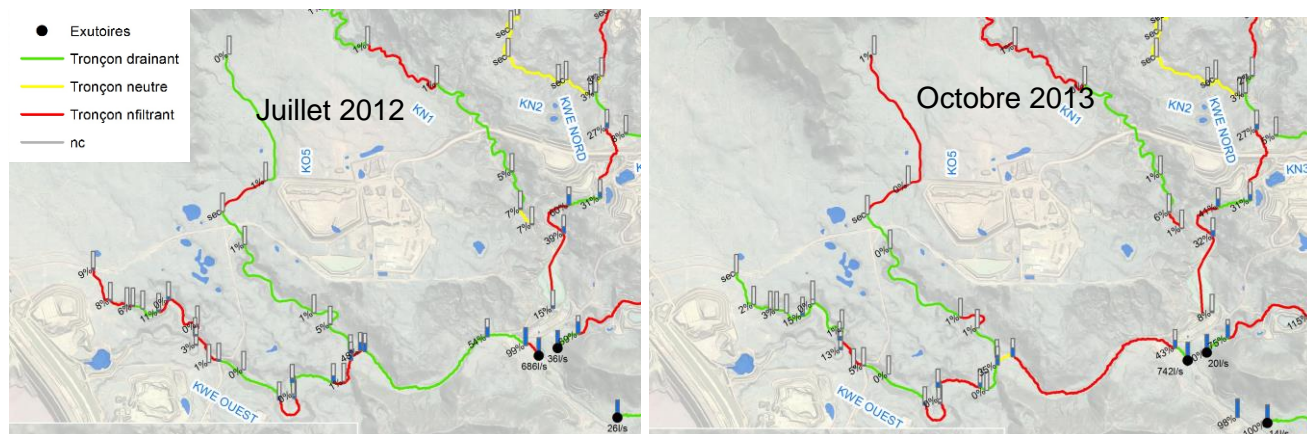


Illustration 16 - Jaugeages différentiels  
Campagnes de Juillet 2012 et Octobre 2013 (source DAEM 2015)

## 2.1. Présentation de la zone de stockage

La zone de stockage est constituée d'un barrage fermant l'ouest de la vallée de la Kwé, et du parc à résidus, situé en amont de cet ouvrage, dont le fond est recouvert par une géomembrane,.

En synthèse, les caractéristiques de la zone de stockage sont les suivantes :

- Longueur du barrage : 1100 m.
- Largeur du barrage : 300 m.
- Hauteur du barrage : 60 m, entre les cotes 170 et 230 m.
- Capacité de stockage :  $43.10^6 \text{ m}^3$ .
- Surface occupée : 130 ha.

Les constituants fonctionnels de la zone de stockage (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) sont :

- Le barrage en terre.
- Le parc à résidus dont le fond est recouvert par une géomembrane, laquelle recouvre également le parement amont du barrage.
- Un dispositif de drainage sous membrane, destiné à collecter les eaux de subsurface ainsi que les fuites éventuelles de lixiviats, débouchant dans un bassin après traversée du pied de barrage. Les eaux collectées sont envoyées à l'unité de traitement des effluents ou réintégrées dans le circuit d'eau de procédé par l'unité de préparation du minerai.
- Un dispositif de collecte par pompage des surnageants, situé à l'angle nord-est de la zone de stockage. Le surnageant est envoyé à l'unité de traitement des effluents.

En raison de sa fonction de stockage de déchets issus de l'usine hydro-métallurgique, le parc KO2 est une installation classée pour la protection de l'environnement (ICPE) (DAEM 2015 – Livret C – Volets A et B).

## 2.2. Présentation des résidus miniers

### 2.2.1. Procédés générateurs des résidus miniers stockés dans le parc KO2

Trois types de minerais sont extraits de la mine du plateau de Goro : la limonite, le minerai dit de 'transition' et la saprolite. Pour assurer un régime permanent et optimiser le procédé de traitement du minerai, ces 3 minerais sont mélangés en amont de l'Unité de Préparation du Minerai (**UPM**) ou ce mélange est soumis à criblage, broyage et mise sous pulpe.

Le tableau ci-dessous présente les minéralogies principales en lien avec les 3 minerais extraits du puits de la mine :

Type de minerai	Principaux minéraux contenus	Les autres minéraux contenus
Limonite	Goethite	Asbolane, Gibbsite, Chromite
Transition	Goethite, Serpentine, Gibbsite	Talc, Olivine, Quartz, Asbolane, Chromite
Saprolite	Goethite, Serpentine, Gibbsite	Talc, Olivine, Quartz, Chromite

*Illustration 17 - Principaux minéraux connus composant les trois types de minerais exploités  
(source : DAE, 2007)*

Le minerai est acheminé sous forme de pulpe par conduite jusqu'au **complexe hydrométallurgique du Grand Sud**. Dans ce complexe, le procédé de traitement consiste d'abord en la mise en solution du nickel et du cobalt par une lixiviation à l'acide sulfurique sous pression. Lors de cette étape, 2.5% du chrome présent dans le minerai est dissous sous forme de Cr(III) ou Cr(VI) en fonction de la composition du minerai (notamment quantité de sidérite) et les conditions de l'autoclave (DAE, 2007).

Le schéma ci-dessous synthétise l'ensemble des étapes de traitement du minerai et d'extraction de l'oxyde de nickel et du carbonate de cobalt, ainsi que l'étape de neutralisation des rejets solides issus du procédé de traitement. Chaque tonne de minerai extrait produit 1,25 tonne de résidu minier humide.

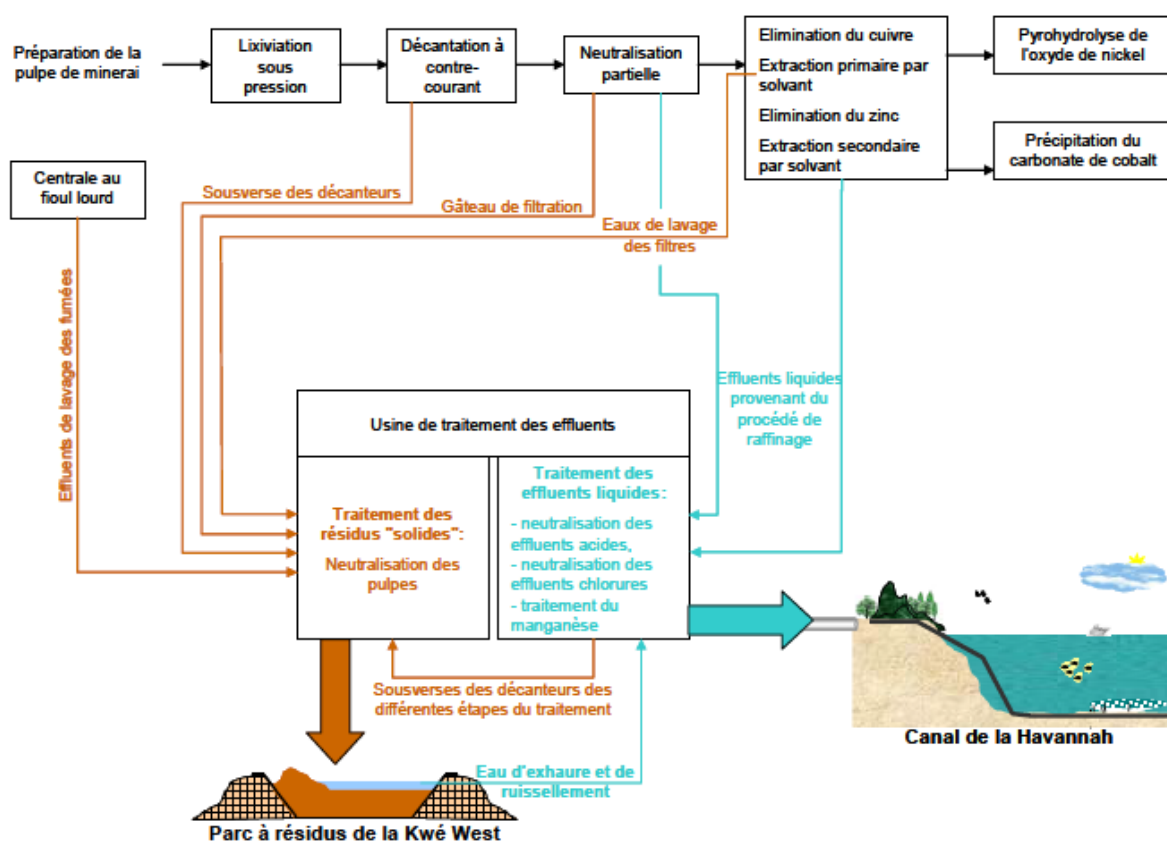


Illustration 18 - Etapes du procédé du complexe hydrométallurgique du Grand Sud (Source : DAE, 2007)

Les résidus solides et liquides du complexe du Grand Sud sont neutralisés dans une unité de traitement des effluents dite, **unité 285**. Cette unité a une production de 1526 t/h (densité humide) (source : DAE,2007).

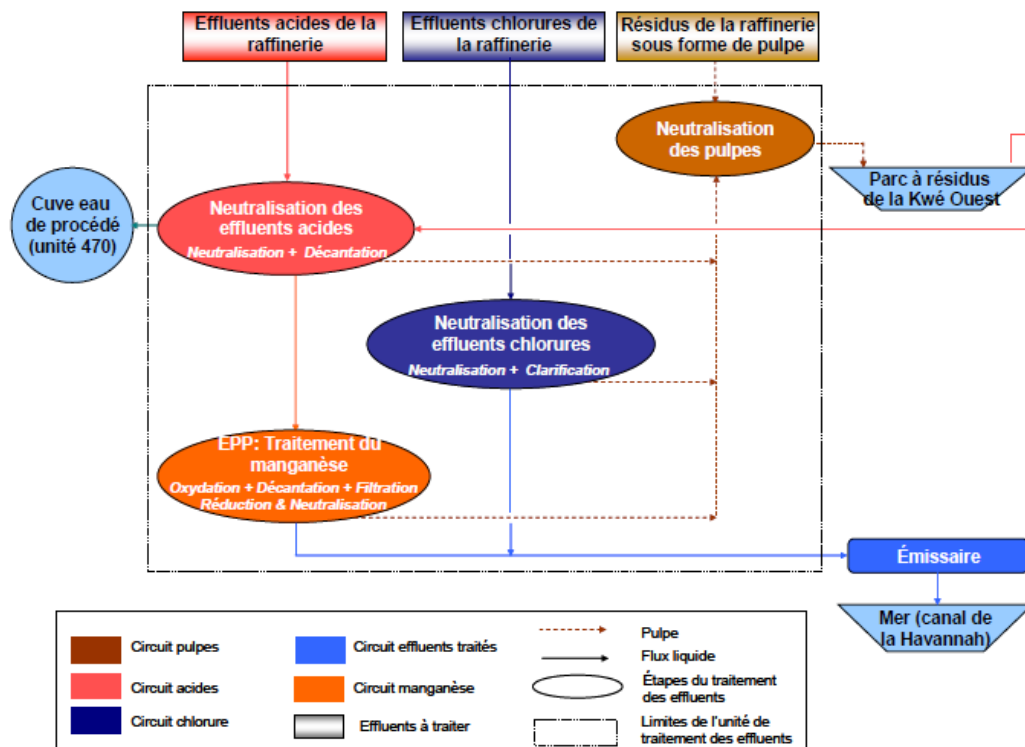
Provenance du résidu ou de l'effluent	Pourcentage massique approximatif du flux total
Sous-verse du 6 <sup>ème</sup> décanteur	50%
Pulpe de résidus	18%
Effluents de lavage des gaz de la centrale au fioul	< 0,1%
Effluents de lavage des filtres à raffinat de l'extraction primaire par solvant	Intermittent < 1%
Sous-verses des décanteurs et du clarificateur	31%
Eaux de puisard de la zone de stockage du lait de chaux	Non déterminé



*Illustration 19 - Flux d'alimentation de phases solides traités par l'unité de neutralisation  
(source : Manuel d'exploitation, d'entretien et de surveillance de la Kwé Ouest, 2017)*

L'unité 285 de neutralisation des pulpes est alimentée (flux massique) à environ 80% par la sous verse des décanteurs et à près de 20 % depuis le gâteau de filtration issu de l'étape de neutralisation partielle (source : DAE, 2007).

Le schéma de fonctionnement de l'unité de neutralisation est illustré par la figure ci-après. A noter qu'y figurent les phases liquides et solides.



*Illustration 20 - Fonctionnement de l'unité de neutralisation des effluents et des pulpes  
(source : DAE, 2007)*

L'unité de neutralisation comporte 3 étapes de traitement des phases liquides (effluents) et une étape de traitement de l'ensemble des phases solides. Le résidu solide final (sous forme de pâte) est envoyé vers le parc KO2 et de l'effluent final vers le canal de la Havannah :

- Neutralisation des **effluents** acides.
- Traitement des **effluents** et précipitation du manganèse (EPP).
- Neutralisation des **effluents** chlorures.
- Neutralisation des **pulpes**.

Les effluents rejetés dans le canal de la Havannah respectent les critères de l'arrêté ministériel du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation.

Les principales réactions chimiques lors de cette neutralisation sont les suivantes (source : DAE,2007) :

Etapes de neutralisation	Sous-étapes	Principales réactions chimiques
1. Neutralisation des effluents acides	<ul style="list-style-type: none"> <li>Précipitation des sulfates métalliques de <b>Fe, Al, Cr</b> et neutralisation des acides (<i>ajout de CaCO<sub>3</sub></i>)</li> <li>Précipitation des ions <b>Mg, Mn, Ni</b> (<i>ajout de chaux Ca(OH)<sub>2</sub></i>)</li> <li>Réduction du Cr(VI) en <b>Cr(III)</b> (<i>ajout de FeSO<sub>4</sub></i>)</li> </ul> <p>→ Phase liquide vers l'étape 2</p> <p>→ Phase solide vers l'étape 4</p>	$\text{H}_2\text{SO}_{4(aq)} + \text{CaCO}_{3(aq)} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_{2(gaz)} + \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}_{(s)} \text{ (gypse)}$ $\text{Me}_2(\text{SO}_4)_{3(aq)} + 3 \text{CaCO}_{3(aq)} + 9 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 3 \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}_{(s)} + 2 \text{Me}(\text{OH})_{3(s)} + 3 \text{CO}_{2(gaz)}$ <p style="text-align: right;">avec Me = Fe, Al, Cr</p> $\text{MeSO}_{4(aq)} + \text{Ca}(\text{OH})_{2(aq)} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}_{(s)} + \text{Me}(\text{OH})_{2(s)} \text{ avec Me = Mn, Mg, Ni}$ $2 \text{Cr}_2(\text{SO}_4)_{3(aq)} + 3 \text{Ca}(\text{OH})_{2(aq)} + 6 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{Cr}(\text{OH})_{3(s)} + 3 \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}_{(s)}$
2. Neutralisation des effluents acides et traitement du manganèse	<ul style="list-style-type: none"> <li>Oxydation : Précipitation d'oxyde de <b>Mn</b> (<i>insufflation de SO<sub>2</sub>/O<sub>2</sub> et ajout de chaux Ca(OH)<sub>2</sub></i>)</li> <li>Décantation</li> <li>Réduction : précipitation d'hydroxyde de manganèse (<i>ajout de SO<sub>2</sub></i>)</li> </ul> <p>→ Phase liquide vers effluent liquide final</p> <p>→ Phase solide vers l'étape 4</p>	$\text{MnSO}_{4(aq)} + \text{SO}_{2(gaz)} + \text{O}_{2(gaz)} + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{MnO}_{2(s)} + 2 \text{H}_2\text{SO}_{4(aq)}$ $\text{MnO}_{2(s)} + \text{SO}_{2(gaz)} \rightarrow \text{MnSO}_{4(aq)}$ $\text{MnSO}_{4(aq)} + \text{Ca}(\text{OH})_{2(aq)} \rightarrow \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}_{(s)} + \text{Mn}(\text{OH})_{2(s)} \text{ (solide et stable)}$
3. Neutralisation des effluents chlorures	<ul style="list-style-type: none"> <li>Neutralisation : Précipitation des chlorures de zinc en <b>hydroxyde de Zinc</b> (<i>ajout de chaux Ca(OH)<sub>2</sub></i>)</li> </ul> <p>→ Phase liquide vers effluent liquide final</p> <p>→ Phase solide vers l'étape 4</p>	$\text{ZnCl}_{2(aq)} + \text{Ca}(\text{OH})_{2(aq)} \rightarrow \text{Zn}(\text{OH})_{2(s)} + \text{CaCl}_{2(aq)}$ $2 \text{HCl}_{(aq)} + \text{Ca}(\text{OH})_{2(aq)} \rightarrow \text{CaCl}_{2(aq)} + 2 \text{H}_2\text{O}$
4. Neutralisation des pulpes	<ul style="list-style-type: none"> <li>Réduction du Cr(VI) en <b>Cr(III)</b> (<i>insufflation de SO<sub>2</sub> et ajout de FeSO<sub>4</sub></i>)</li> <li>Neutralisation des acides et précipitation des sulfates métalliques de <b>Fe, Al, Cr, Mg, Ni, Co, Zn</b> (<i>ajout de chaux Ca(OH)<sub>2</sub></i>)</li> </ul>	$2 \text{CrO}_4^{2-}{}_{(aq)} + 3 \text{SO}_{2(gaz)} + 4 \text{H}^+ \rightarrow 2 \text{Cr}^{3+}{}_{(aq)} + 3 \text{SO}_4^{2-}{}_{(aq)} + 2 \text{H}_2\text{O}$ $3 \text{Fe}^{2+} + \text{Cr}^{6+} \rightarrow 3 \text{Fe}^{3+} + \text{Cr}^{3+}$ $\text{H}_2\text{SO}_{4(aq)} + \text{Ca}(\text{OH})_{2(aq)} \rightarrow \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}_{(s)} \text{ (gypse)}$ $2 \text{Me}_2(\text{SO}_4)_{3(aq)} + 3 \text{Ca}(\text{OH})_{2(aq)} + 6 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{Me}(\text{OH})_{3(s)} + 3 \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}_{(s)}$ <p style="text-align: right;">Avec Me = Al, Cr, Fe</p> $\text{MeSO}_{4(aq)} + \text{Ca}(\text{OH})_{2(aq)} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Me}(\text{OH})_{2(s)} + \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}_{(s)} \quad \text{Avec Me = Mg, Ni, Co, Zn}$

Illustration 21 - Etapes de neutralisation des **effluents** et des **pulpes** avant stockage des résidus solides finaux dans le parc KO2 (source : DAE, 2007)

### 2.2.2. Résidus humides stockés dans le parc KO2

Le résidu minier humide stocké dans le parc KO2 est principalement constitué de **gypse (26 %)** et d'**oxyde de fer (45 %)**.

Sa composition théorique physique et chimique est présentée ci-après (source DAE, 2007) :

Caractéristiques	Valeurs
pH	7 à 7,5
Densité spécifique des résidus	3,28 t/m <sup>3</sup>
Masse volumique initiale	0,61 t/m <sup>3</sup>
Masse volumique compactée	> 0,75 t/m <sup>3</sup>
Pourcentage de solides	43%
Indices des vides	3,29

Principaux composants		Pourcentage
Silice	SiO <sub>2</sub>	9,7
Alunite	H <sub>3</sub> O.Al <sub>3</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>6</sub>	9,2
Hydroxyde d'aluminium	Al(OH) <sub>3</sub>	1,5
Calcite	CaCO <sub>3</sub>	1,1
Gypse	CaSO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O	26,2
Chromite	Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,1
Hydroxyde de chrome	Cr(OH) <sub>3</sub>	0,1
Hématite	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	45
Serpentine	Mg <sub>3</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (OH) <sub>4</sub>	1,3
Hydroxyde de magnésium	Mg(OH) <sub>2</sub>	1,4
Hydroxyde de manganèse	Mn(OH) <sub>2</sub>	0,5
Dioxyde de manganèse	MnO <sub>2</sub>	0,1
Hydroxyde ferrique	Fe(OH) <sub>3</sub>	0,5
Autres hydroxydes métalliques		1,3
<b>TOTAL</b>		<b>100%</b>

*Illustration 22 - Composition théorique physico-chimique des résidus miniers*

Le DAE de 2007 précise que cette composition théorique des résidus miniers est sujette à variation du fait de la variabilité du minéral.

Les résidus miniers humides issus de l'unité 285 sont stockés depuis 2009 dans le **parc à résidu de la Kwé Ouest 2 (KO2)** qui devrait atteindre sa saturation en 2023. L'évolution du stockage de ces résidus miniers dans le parc KO2 est illustré par des photos aériennes (source : Google Earth) par la figure suivante.



Parc à résidu KO2 en 2010



Parc à résidu KO2 en 2020

*Illustration 23 - Evolution du parc à résidu KO2 entre 2010 et 2020 (Source : Google Earth)*

Les résidus humides sont transportés depuis l'usine hydrométallurgique (unité 285) jusqu'au parc KO2 par une canalisation en PEHD de 630 mm de diamètre à un débit maximum de 3000 m<sup>3</sup>/h. Les résidus humides sont déposés alternativement sur les flancs Nord et Sud du bassin à différents points de dépôts pour créer des 'plages' de résidus orientée vers un 'bassin de décantation' dont la forme et la localisation évalue avec celle du dépôt même des résidus. La fonction de ce « bassin » est de recueillir les eaux d'exhaure des résidus et les eaux de ruissellement et de pluies ayant été en contact des résidus.

La consolidation/décantation des résidus humides dans le parc génère un débit de 750 t/h, d'eaux interstitielles. Ainsi 227 m<sup>3</sup>/h d'eau issue de la décantation de la pulpe de résidu sont collectées et renvoyées avec les eaux de ruissellement du parc KO2 vers l'unité 285 pour traitement.

La composition théorique de ces eaux interstitielles figure dans le tableau suivant.

Elément	Intervalle (mg/L)	Moyenne annuelle (mg/L)
Al	< 1	0,5
Ca	500 – 1000	600
Cl	20 - 80	30
Co	< 1	< 0,1
Total Cr	< 0,1	< 0,1
Cr VI	< 0,1	< 0,1
Cu	< 1	< 0,1
Fe	0 – 2	< 0,1
Mg	4000 – 8000	4100
Na	10 – 60	30
Ni	< 1	< 0,1
SO <sub>4</sub>	10000 – 30000	19200
Si	10 – 50	30
Zn	0 – 2	< 0,1
Mn	300 – 800	600
Salinité totale	15000 - 40000	24500

*Illustration 24 - Composition chimique théorique des eaux interstitielles émises par la pulpe des résidus miniers stockés dans le parc KO2 (source : DAE, 2007)*

### 2.2.3. Résidus épaissis produits par les usines DWP1 et DWP2

La limite de remplissage du parc à résidu étant à ce jour presque atteinte, PRNC étudie une alternative au stockage de résidus humides en leur substituant des résidus épaissis tel que décrit ci-après.

Ce projet serait intégralement compris dans l'emprise du parc à résidu KO2 (pas de défrichement supplémentaire). Il a nécessité notamment la construction d'une **usine de démonstration d'épaississement des résidus dénommée DWP1**, capable de traiter 10% du flux de résidu minier arrivant de l'unité 285, et nécessiterait celle d'une **usine d'épaississement des résidus dénommée DWP2**.

Ce projet d'épaississement permettrait d'allonger la durée de vie du stockage en lui permettant d'accueillir les résidus de l'usine de traitement sur **une durée de 20 ans**. **Prony Ressources mène toutefois des recherches encore en cours pour optimiser ce procédé de stockage des résidus épaissis avant la construction de l'usine finale DWP2.**

Le procédé d'épaississement repose sur un traitement physique des résidus (épaississeur et filtres presses), avec **ajout de flocculant** au niveau des épaississeurs.

**L'usine de démonstration DWP1** a fait l'objet d'une autorisation d'exploitation par arrêté n°1194-2017/ARR/DIMENC du 11 avril 2017. L'usine DWP1 assèche par pressage la pulpe de résidus, jusqu'à obtenir un matériau autour de 75% de siccité, pelletable et pouvant être stocké comme un remblai dans le parc à résidus. La déposition de ce matériau asséché correspond techniquement à une mise en verse dont les prescriptions techniques sont précisées dans l'arrêté de « mise en verse » n°1056-2017/ARR/DIMENC du 11 avril 2017 (*source : Manuel d'exploitation, d'entretien et de surveillance du parc à résidus Kwé ouest, 2017*).



L'emplacement de l'usine DWP1, ainsi que le procédé d'épaississement en lui-même, sont illustrés par les figures suivantes.



*Illustration 25 - Emplacement de l'usine d'épaississement des résidus  
issus de l'usine du Grand Sud DXP1*

*(source : Demande de permis de construire, Projet LUCY - Phase 2 Livret D - Volet D1 : Résumé non technique de l'étude d'impact Février 2017)*

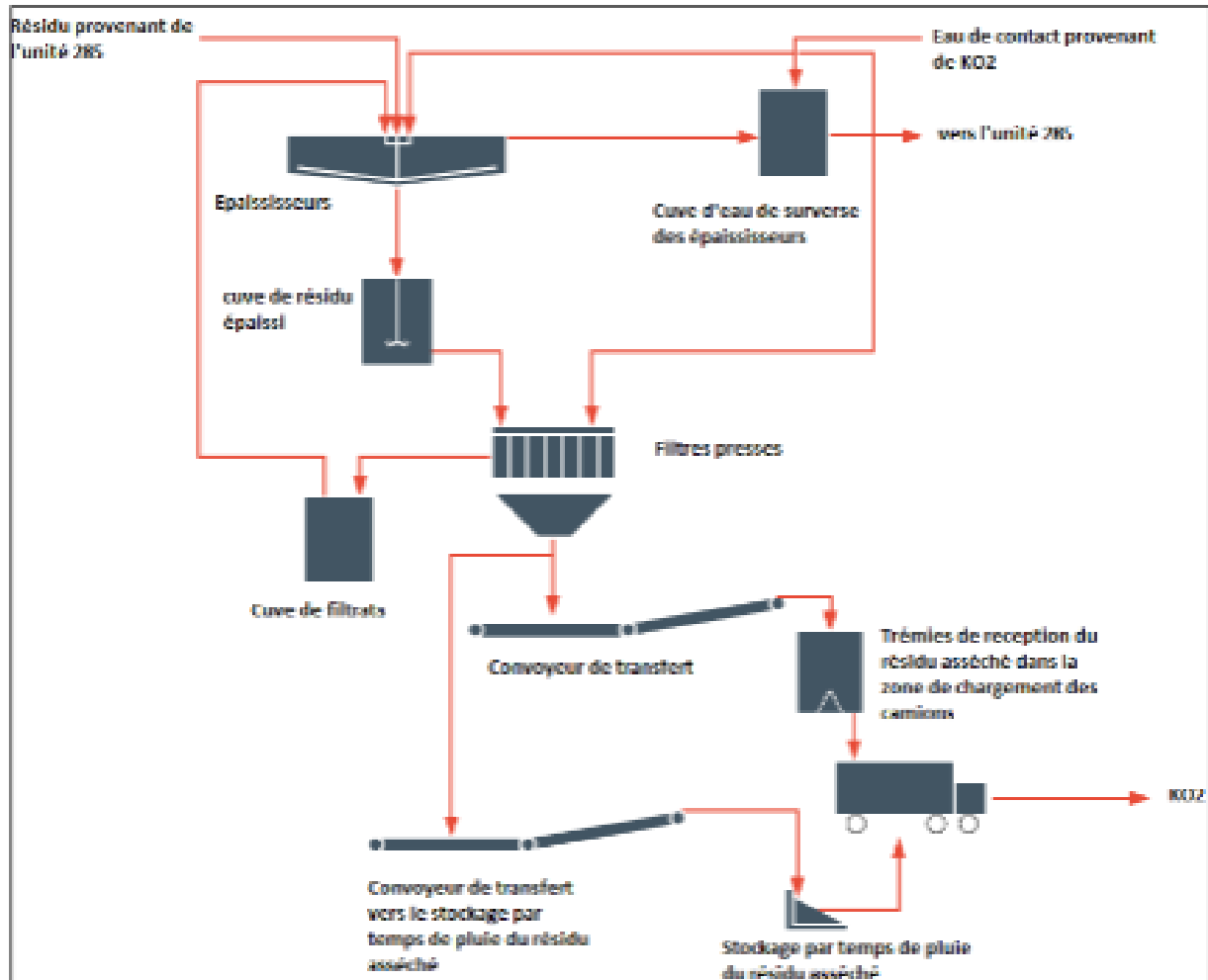


Illustration 26 - Procédé de traitement de l'usine d'épaississement des résidus  
issus de l'usine du Grand Sud

(source : Demande de permis de construire, Projet LUCY - Phase 2 Livret D - Volet D1 : Résumé non technique de l'étude d'impact Février 2017)

**L'usine d'assèchement DWP2** a fait l'objet d'une autorisation d'exploitation par arrêté n° 3690-2017-ARR/DIMENC du 29/11/2017. Selon cet arrêté, le projet comporte les caractéristiques suivantes :

- Débit maximal de résidu humide entrant en provenance de l'unité 285 : 2 700 m<sup>3</sup>/h.
- Production nominale de résidus asséchés : 845 tonne/h.
- Débit nominal d'effluent envoyé vers l'unité 285 pour traitement : 2 070 m<sup>3</sup>/h.

Selon ce même arrêté, l'usine DWP2 comprend notamment :

- La zone des épaisseurs, contenant deux épaisseurs et deux cuves d'eau de surverse.
- Le bâtiment des filtres presse, contenant trois séries de trois filtres disposés en parallèle, ainsi qu'un dixième filtre optionnel, des pompes d'alimentation et de nettoyage, et des convoyeurs de décharge des résidus.
- La zone des compresseurs.
- Une zone de stockage de floculant en poudre et de génération de floculant liquide.
- Un bassin de récupération des premières eaux de pluie.

Les résidus asséchés par l'unité DWP2 seront acheminés soit vers un stockage temporaire, soit vers le stockage par un mode de transport mixte comprenant des convoyeurs et des camions.

Le stockage de résidus asséchés présente les caractéristiques suivantes :

- Capacité à l'amont de l'ancienne berme du parc à résidus humides : 121 893 400 m<sup>3</sup>.
- Capacité à l'aval de l'ancienne berme du parc à résidus humides : 12 588 900 m<sup>3</sup>.
- Surface totale : 234 hectares.
- Cote maximale du stockage : 310 m NGNC (Nivellement général de la Nouvelle-Calédonie).

Selon l'arrêté n° 3690-2017-ARR/DIMENC du 29/11/2017, le projet est divisé en deux phases principales :

- Phase 1 au cours de laquelle les résidus seront déposés dans l'enceinte du parc à résidus jusqu'au niveau de la berme (230 m NGNC), ainsi qu'à l'aval de la berme existante.
- Phase 2, à l'issue de la phase 1, les résidus seront déposés au sein du stockage au-delà de 230 m NGNC.

**Toutefois selon le témoignage de l'exploitant, les modalités de stockage des résidus épaissis sont susceptibles d'être modifiées en fonction des résultats d'études actuellement en cours et ne figurant pas au dossier de la présente expertise.**

#### **2.2.4. Cellules de suivi des résidus miniers**

Deux cellules de suivi, aussi appelées cellules d'essai (l'une inondée et l'autre exondée) sont localisées en bordure nord-est du parc à résidu KO2. Elles avaient pour but de déterminer les caractéristiques des résidus et d'obtenir des informations sur leur comportement. Elles ont les proportions suivantes :

- Largeur de 25 m.
- Longueur de 41 m.
- Volume de 2200 m<sup>3</sup>.

Ces cellules de suivi ont fait l'objet d'un suivi instrumenté entre 2014 et 2017 en application de l'arrêté n°1466-2008/PS du 9 octobre 2008 autorisant l'exploitation d'une aire de stockage à résidus et ses cellules de suivi par la société Goro Nickel SAS-site de la Kwé Ouest – commune de Yaté.

Afin d'approfondir la compréhension des résidus asséchés, ces cellules feront l'objet de nouveaux tests en application de l'arrêté 3690-2017-ARR/DIMENC du 29/11/2017, ayant pour objectifs :

- Cellule Nord : évaluation du comportement géotechnique du résidu asséché une fois placé sur le résidu humide.
- Cellule Sud : évaluation de la formation de la croûte dans la tranche superficielle des résidus humides afin de préciser les caractéristiques géotechniques de la croûte (cohésion, résistance au cisaillement, épaisseur) prise en compte dans les études et le temps nécessaire à sa formation.

Il ne semble pas que ces cellules de suivi aient servi à caractériser les résidus d'un point de vue géochimique ou à caractériser leur stabilité chimique dans le temps.



### 2.3. Eaux transitant par le parc à résidu KO2

Le parc à résidus KO2 est localisé dans un sous bassin versant de la Kwé Ouest, drainant un bassin versant d'environ 2,7 km<sup>2</sup>. Aucun cours d'eau permanent ne se trouve dans le périmètre d'implantation du parc KO2, bien que l'aire du bassin à résidu prenne place sur des zones hydromorphes pendant les périodes de fortes précipitations, ainsi que sur des dolines (DAEM 2015 – Livret C – Volets A et B).

Pour prévenir autant que possible une contamination de l'aquifère principal, les terrains constituant le fond du bassin à résidus humides ont fait l'objet d'une préparation particulière (DAEM 2015 – Livret C – Volet A). L'ensemble des dolines et linéaments présents à la surface du l'aire du bassin et sous l'emprise de la berme a été préalablement excavé, recouvert d'un géotextile épais, puis remblayés avec des couches de limonites compactées – peu perméables (DAE 2007 – Volume III – Section B).

Après ces premiers travaux, un système d'étanchéité – capable de retenir la totalité des ruissellements provenant du bassin versant – et de drainage a été conçu pour limiter l'impact de la phase aqueuse composant le résidu épaissi sur l'aquifère principal et stabiliser la berme (DAE 2007 – Volume III – Section A).

Le système d'étanchéité se compose (de bas en haut) :

- En premier lieu d'un réseau de drains situés 30 cm sous le fond du bassin à résidu, visant à drainer les flux d'eaux souterraines vers un puisard (Vale N-C, 2017 – Manuel d'exploitation du parc KO2) avec un débit total entre 100 et 500 m<sup>3</sup>/h. Jusqu'en novembre 2017, un rejet des eaux souterraines collectées sous la géomembrane était autorisé dans la milieu naturel sous certaines conditions par l'Arrêté n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008. L'Arrêté n° 3690-2017/ARR/DIMENC du 29 novembre 2017, qui abroge l'Arrêté n° 1466-2008/PS, n'autorise plus le rejet de ces eaux dans le milieu naturel.
- Du recouvrement du fond du parc KO2 par une géomembrane LLPDE (Linear Low Density Polyéthylène) et une couche – de 30 cm – de limonite à proximité des drains (Vale N-C, 2017 – Manuel d'exploitation du parc KO2) pour l'isolé de l'aquitard (niveaux latéritiques) et de l'aquifère principal (saprolite grossière et péridotite fracturée). La couche de limonite, épandue et roulée, empêche les eaux de ruissellement de s'immiscer dans le système de drainage et constitue une surface lisse support pour éviter la perforation de la géomembrane épaisse de 1,5 à 2 mm. La géomembrane a été placée sur la face amont de la berme ainsi que sur la totalité de l'aire de stockage (fond et les flancs du parc à résidus) jusqu'à la cote altimétrique de 230 m NR, soit une superficie totale de 140 hectares (Vale N-C, 2017 – Manuel d'exploitation du parc KO2).

Parmi les différents type d'eau transitant par le bassin à résidus, il convient de dissocier (Vale N-C, 2017 – Manuel d'exploitation du parc KO2):

- Les eaux présentes en fond du bassin.
- La lame d'eau présente en surface (eaux surnageantes) dans le bassin au-dessus des résidus.
- L'eau de pluie d'infiltrant dans la berme ou ruisselant sur le versant aval de la berme.

Les eaux de ruissellement du bassin versant en amont des flancs du parc à résidus, les éventuelles venues d'eaux souterraines latérales depuis les flancs du parc à résidu sont interceptés par des drains de dérivation et des stations de décharges afin de ne pas rejoindre le parc KO2.

### 2.3.1. Eau en fond de bassin à résidus

Les eaux présentes en fond de bassin à résidus sont principalement issues des eaux interstitielles contenues dans les résidus épaissis, provenant de l'usine de traitement du minerai et déversés depuis le col de l'Antenne et la butée Sud de la berme (Illustration 27).

La pulpe de résidus épaissis contient une teneur en solides (particules < 40 µm) variant de 16 à 35 % (17 – 20 % en 2017), et donc une quantité d'eau non négligeable (Vale N-C, 2017 – Manuel d'exploitation du parc KO2).

La profondeur croissante du bassin jusqu'à la berme favorise un remplissage progressif du parc KO2 depuis sa partie aval vers sa partie amont. Le fond du bassin étant entièrement tapissée par une géomembrane, cette configuration limite la recharge des eaux interstitielles directement dans l'aquitard et l'aquifère sous le parc à résidus. La présence de la géomembrane n'exclut pas une recharge partielle de l'aquifère principal sous-jacente. La très faible transmissivité de la géomembrane (0,0001 m<sup>3</sup>/s) laisse supposer un débit négligeable d'infiltration des eaux interstitielles vers le milieu naturel depuis le parc KO2 (DAE 2007 – Volume III – Section B). Toutefois, un défaut d'étanchéité du fond du bassin, lié à des imperfections non décelées de la géomembrane lors de la construction (ex : soudures) et des percements pendant l'exploitation, est à considérer localement au sein du parc à résidus.

Une recharge plus prononcée de l'aquifère principal par les eaux interstitielles est alors attendue, amenant à une perturbation locale de la qualité et/ou de la composition chimique naturelle des eaux souterraines (VALE NC, 2016 – DAEM – Livret C – Volet 2). L'influence de la perturbation sur le milieu naturel est alors directement en lien avec la densité de défauts d'étanchéité et du volume d'eau présent dans le parc à résidus (Golder, 2008).



Illustration 27 – Vue aérienne du parc à résidus KO2 et de ses principales composantes relatives à la gestion des eaux (source : DAEM 2015 – Livret C – Volet A).

Le système de drainage capte les eaux souterraines de l'aquifère principal sur l'ensemble de l'aire couverte par le fond du parc KO2 (Vale N-C, 2017 – Manuel d'exploitation du parc KO2). Ce système permet de capter les résurgences d'eaux souterraines aux alentours de la zone de stockage ainsi que les contaminations potentielles issues du parc à résidu. Constitué par des réseaux de drains sous le bassin à résidus organisé en 4 secteurs, le système de drainage recueille les flux d'eau dans des collecteurs propres à chaque secteur. Passant sous la berme, les 4 collecteurs (non perforés) déversent les eaux dans un puisard présent en aval du parc KO2 (Vale N-C, 2017 – Manuel d'exploitation du parc KO2). Le puisard constitue le point de contrôle de la qualité des eaux souterraines s'écoulant sous les différents secteurs du bassin à résidu. Jusqu'en 2017, ces eaux étaient vouées à être rejetées dans le milieu naturel si les critères de qualité étaient compatibles avec les valeurs limites définies dans l'Annexe II de l'Arrêté n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008. Dans le cas contraire, les eaux étaient pompées pour être redirigées vers le parc à résidus ou l'usine de préparation du minerai (UPM) pour être recyclées au sein de la chaîne de production. L'entrée en vigueur de l'Arrêté n° 3690-2017/ARR/DIMENC du 29 novembre 2017 impose un refoulement systématiquement des eaux du puisard vers le parc KO2 ou l'UPM.

### **2.3.2. Eaux en surface du parc à résidus**

Les eaux présentes en surface du parc à résidus proviennent (i) des eaux météoriques tombant sur l'aire du parc à résidus, (ii) des eaux interstitielles issues des résidus épaissis lors de leur consolidation dans le bassin du parc KO2 (également nommées « eaux d'exhaure ») et (iii) des eaux non conformes captées dans le puisard en aval de la berme.

Les phases liquides présentes en surface (phase aqueuse et surnageants) s'écoulent vers la zone nommée « bassin de décantation », située au coin Nord-Est du bassin (à proximité de la berme) où elles sont pompées et envoyées vers la station de traitement des effluents (unité 285) de l'usine de traitement des minerais pour y être recyclée avant son rejet en mer ou vers l'usine de préparation du minerai (Vale N-C, 2017 – Manuel d'exploitation du parc KO2). Ce système de pompage des eaux du bassin de décantation vise à contrôler le niveau d'eau présent dans le parc à résidus humides afin d'assurer la stabilité géotechnique (pressions interstitielles au sein) de la berme et d'empêcher le débordement d'eau par-dessus la berme lors d'épisodes pluvieux intenses – i.e. événement pluvieux de récurrence centennale dont la durée serait inférieure ou égale à 10 jours à l'intérieur de l'aire recouverte de géomembrane.

En cas d'épisode climatique extrême, le parc à résidu est équipé d'un évacuateur de crue situé au niveau Nord de la berme (Vale N-C, 2017 – Manuel d'exploitation du parc KO2). Cet ouvrage alimente un canal d'alimentation dont l'exutoire restitue les eaux déversées à la rivière Kwé Ouest. En cas d'événement pluvieux de récurrence centennale dont la durée serait supérieure à 10 jours, les eaux du bassin seraient donc temporairement déversées directement dans la rivière de la Kwé. Ce type d'épisode climatique extrême ne s'étant pas produit depuis l'autorisation d'exploitation de l'aire de stockage à résidus (Octobre 2008), aucun volume d'eaux d'exhaures (surnageants) n'a été directement déversé dans la rivière Kwé Ouest d'après les documents consultés.

### **2.3.3. Eaux internes à la berme**

Les eaux internes à la berme sont issues de l'infiltration des eaux de pluies et potentiellement des eaux interstitielles et du surnageant du bassin en cas de défaut d'étanchéité du versant amont de la berme. La berme est un ouvrage de remblai d'une longueur de 1,1 km dont l'élévation finale est de l'ordre de 60 m de hauteur actuellement. Ses matériaux constitutifs sont des latérites de la cuirasse de fer (sous l'emprise du barrage) et de la roche, issues des carrières d'emprunt

situées à proximité immédiate des travaux routiers et des déblais du déversoir rocheux (DAEM 2015 – Livret C – Volet A). Les eaux internes à la berme sont collectées par 3 drains principaux (nord, centre et sud), pour être déversées dans le puisard. Ces eaux sont rejetées dans la Kwé Ouest si les critères de qualité sont compatibles avec les valeurs limites définies dans l'Annexe II de l'Arrêté n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008. Dans le cas contraire, ces eaux étaient acheminées vers le bassin de décantation pour être recyclées ou traitées depuis l'unité 285 de l'usine de traitement du minerai. Depuis 2017, date de l'entrée en vigueur de l'Arrêté n° 3690-2017/ARR/DIMENC du 29 novembre 2017, les eaux internes issues du système de drainage de la berme sont systématiquement renvoyées dans le parc à résidu.

## **2.4. Réseau de surveillance de la qualité des eaux**

D'après le contenu des documents relatifs à la DAE de 2007 (Volume III – Sections B et C) et le DAEM de 2015 (Livret C – Volet E), un réseau de surveillance de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines a été mis en place dans le bassin versant de la Kwé, afin d'assurer un suivi de l'impact de l'ensemble des activités liés à la production de minerai (de l'extraction aux rejets des résidus). Dans la zone du parc KO2, ce réseau se compose de nombreux piézomètres pour la surveillance des eaux souterraines et de plusieurs stations le long de la Kwé ouest, situés en grande majorité en aval de la berme.

### **2.4.1. Eaux souterraines**

Le suivi des eaux souterraines a démarré en octobre 2005 (DAE, 2007 – Volume III – Section A, chap.3), soit plusieurs années avant la mise en service du bassin à résidus, à partir de piézomètres situés en grande majorité en aval immédiat de l'emprise actuelle de la berme (Illustration 28). Destiné à établir un état de référence initial des eaux souterraines (niveau piézométrique et composition chimique), le réseau de 13 piézomètres se décline généralement en doublets, le premier piézomètre captant l'aquitard latéritique (ex : piézomètre WK6-9A) tandis que le second piézomètre voisin capte l'aquifère principal (ex : WK6-9).



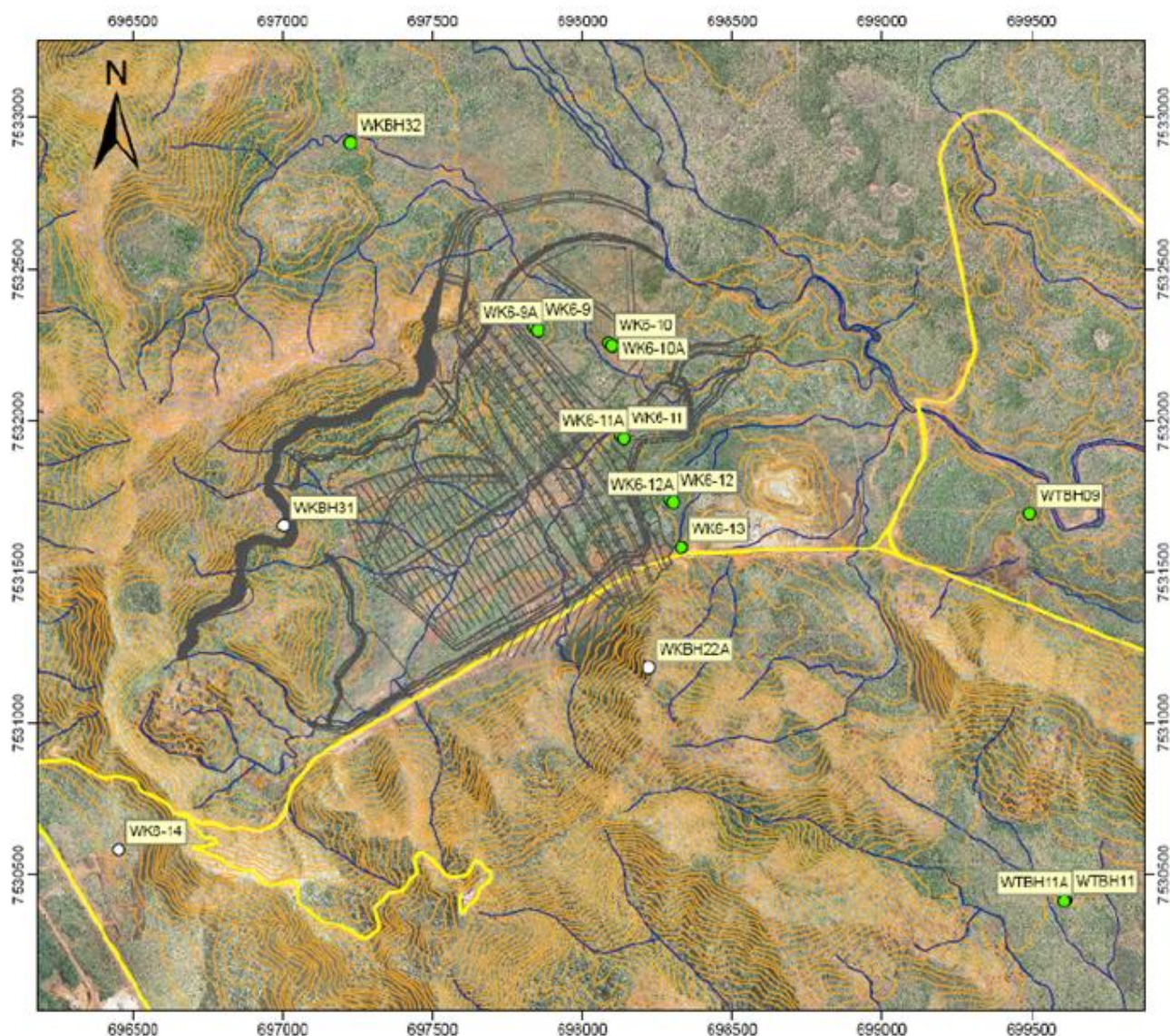


Illustration 28 - Piézomètres présents autour de l'emprise du futur bassin à résidu KO2 en 2006 (source : DAE, 2007 – Volume III – Section A, chap.3)

Dans le cadre de l'autorisation de l'exploitation de l'aire de stockage du parc à résidu, les eaux souterraines en aval de la berme et dans la région du parc à résidus font l'objet d'un suivi régulier de leur qualité au moyen d'un réseau de surveillance, enrichi depuis 2008 de piézomètres complémentaires et de mesure au niveau de sources naturelles. Ce réseau complet vise à assurer un suivi à long terme de la qualité des eaux souterraines, en tenant compte de la composante spatiale entre l'aval immédiat de la berme, la rivière Kwé Ouest et les vallées adjacentes (ex : Trou Bleu), via une classification des piézomètres selon 4 groupes (Arrêté n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008) :

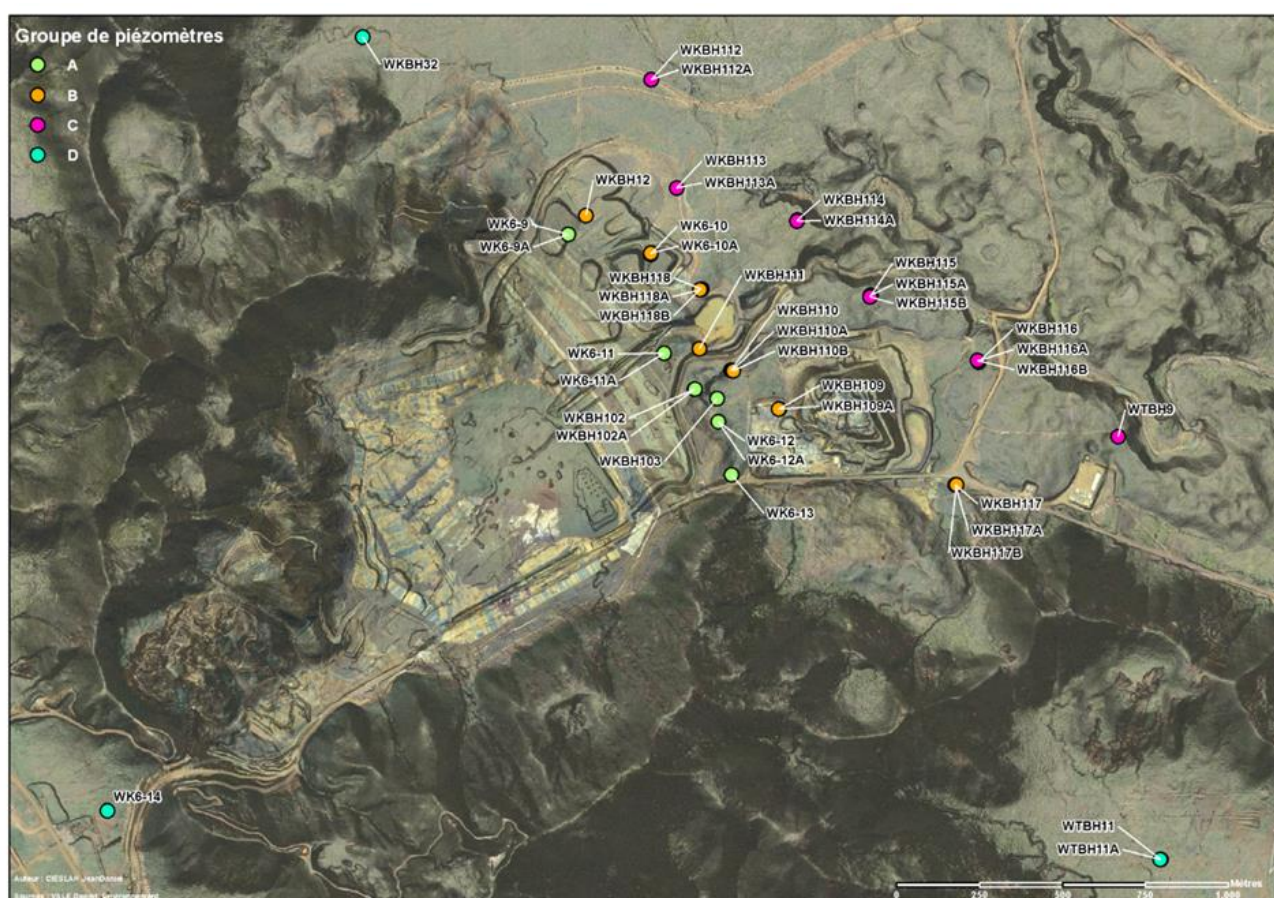
- Groupe A : piézomètres et sources localisés près du pied aval de la berme (aquifère principal : 7 ouvrages ; aquitard : 5 ouvrages ; 2 sources). Ces piézomètres, situés à une certaine distance de la rivière Kwé Ouest, ont pour objectif de détecter d'une façon anticipée toute concentration suspecte en aval de la berme. Ils ont été localisés en fonction de la position des linéaments présumés ou identifiés et de la topographie du terrain.
- Groupe B : piézomètres installés dans la zone tampon entre le pied de la berme et la rivière Kwé Ouest, ou en bordure de la rivière (aquifère principal : 9 ouvrages ; aquitard :



5 ouvrages). Ces piézomètres ont pour objectif de suivre la qualité des eaux souterraines avant arrivée dans la rivière.

- Groupe C : piézomètres installés au-delà d'une zone de 500 m à partir du pied de la berme ou en bordure de la rivière Kwé Ouest (aquifère principal : 10 ouvrages ; aquitard : 7 ouvrages). Ces piézomètres ont pour objectif de suivre la qualité avant arrivée dans la rivière.
- Groupe D : piézomètres installés dans les vallées adjacentes (aquifère principal : 5 ouvrages ; aquitard : 2 ouvrages) : vallée du Trou Bleu et vallées sud-ouest et nord du parc à résidus. Ce réseau est en cours d'évolution pour être conforme à l'arrêté LUCY de 2017.

Ce réseau est en cours d'évolution pour être conforme à l'Arrêté n° 3690-2017/ARR/DIMENC du 29 novembre 2017 qui autorise la société Vale Nouvelle-Calédonie S.A.S. à exploiter un stockage de déchets issus du procédé hydro-métallurgique en aval de la berme.



*Tableau 1 – Fréquence des mesures d'acquisitions de données physico-chimique dans les eaux souterraines (Source : Arrêté n° 1466-2008/PS).*

Cible	Nature du suivi	Fréquence du suivi
Groupe A - Piézomètre d'alerte au pied de la berme	réglementaire	semestrielle
Groupe A – Sources WK17 et WK20	réglementaire	en continu, hebdomadaire, semestrielle
Groupe B - Suivi de la qualité de l'eau souterraine dans la zone tampon	réglementaire	semestrielle
Groupe C - Suivi de la qualité de l'eau souterraine près de la rivière Kwé Ouest	réglementaire	semestrielle
Groupe D - Suivi de la qualité de l'eau souterraine dans les vallées adjacentes	réglementaire	semestrielle

## 2.4.2. Eaux de surface

Le suivi de la qualité des eaux de surface se limite, dans le cadre de l'étude d'impact du parc KO2, à la zone d'influence située en aval de la berme, et donc principalement sur les eaux de la rivière Kwé Ouest, – bien que la rivière Kwé principale dispose également de stations de suivi.

Le programme de suivi réglementaire de la qualité des eaux de la Kwé Ouest a débuté en 2008 au droit de 4 stations sur la rivière Kwé Ouest (Arrêté n° 1466-2008/PS) :

- station 3-A, située en amont de l'aire de stockage des résidus,
- station 3-B, située en aval de l'aire de stockage des résidus (Illustration 30),
- station 3-D, située dans l'affluent de la Kwé Ouest à proximité de la berme,
- station 3-E, située près de la rivière Kwé Ouest (Illustration 30).

Les relevés de paramètres physico-chimiques (Température, pH, Eh, conductivité électrique, oxygène dissous) et les analyses propres à la composition des eaux de la rivière (Ca, K, Mg, Na, Cl, SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, F, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>, SiO<sub>2</sub>, Al, As, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) sont effectués sur une fréquence semestrielle (Arrêté n° 1466-2008/PS).



*Illustration 30 – Carte des stations de surveillance assurant un suivi de la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest (source : VALE NC, 2016 - DAEM - Livret C - Volet 2)*

L'entrée en vigueur de l'Arrêté n° 3690-2017/ARR/DIMENC du 29 novembre 2017, abrogeant l'Arrêté n° 1466-2008/PS, impose le suivi des eaux de la Kwé depuis quatre stations 3-E, KOL, KAL et 1-E. Les paramètres réglementaires du suivi de la qualité des eaux de l'Arrêté n° 3690-2017/ARR/DIMENC demeurent globalement identiques à ceux de l'Arrêté n° 1466-2008/PS (Température, pH, conductivité électrique, Eh, oxygène dissous, Ca, K, Mg, Na, Cl, SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, F, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>, SiO<sub>2</sub>, Al, As, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) avec toutefois l'ajout des concentrations en CO<sub>3</sub>, OH, Cr(VI), Sn, DCO, MES, DBO et hydrocarbures totaux. La fréquence d'acquisition de ces paramètres varient selon les stations, avec une fréquence « *en continu* » au niveau de la station KOL, une fréquence bihebdomadaire depuis les stations 3-E et KAL et une fréquence bimensuelle depuis la station 1-E.

## 2.5. Cadre réglementaire de la qualité des eaux

L'autorisation d'exploitation de l'aire de stockage du parc à résidu spécifie le cadre réglementaire à respecter dans le cadre des rejets au droit du parc KO2. La gestion des eaux au sein du bassin à résidu permet d'identifier trois types de rejets :

- Les rejets des eaux du puits de pompage, situé en aval de la berme, dans la rivière Kwé Ouest – eaux issues du réseau de drainage présent sous le bassin à résidus.
- Les rejets exceptionnels des eaux du bassin de décantation dans la rivière Kwé Ouest au cours d'épisodes climatique extrêmes.
- Les rejets dans l'aquitard et l'aquifère principal lié aux défauts de la géomembrane en fond de bassin.

La composition des eaux de rejets volontaires dans le milieu naturel (telles que le rejet des eaux du bassin de sédimentation dans la Kwé Ouest), est réglementée par l'arrêté ICP de 2008. La liste des paramètres physiques et chimiques ainsi que les valeurs seuils associées dans le cadre de l'arrêté sont synthétisées dans le Tableau 2.

En cas de non-respect des valeurs seuils définies par l'arrêté ministériel, les eaux du bassin de sédimentation sont pompées pour être traitées et/ou recyclées au sein des sites de préparation et de production des minerais.

Dans le contexte de rejets associés aux défauts d'étanchéité du bassin à résidu, l'annexe II de l'Arrêté provincial n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008 spécifie des valeurs limites vis à vis de paramètres (physiques et chimiques) clés pour la composition des eaux souterraines, à minima, au droit des piézomètres du groupe B. La liste des paramètres physiques et chimiques, ainsi que les valeurs seuils associées dans le cadre de l'arrêté provincial, sont synthétisées dans le Tableau 3 sur la base du contenu des documents transmis par Prony.

Le projet LUCY 1.0, autorisant l'exploitation d'une usine d'assèchement de résidus et d'un stockage de déchets issus du procédé hydro-métallurgique, a amené la notification de l'arrêté ICPE n° 3690-2017/QRR/DIMENC du 29 novembre 2017.

Le nouvel arrêté abroge l'arrêté n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008, qui imposait un cadre réglementaire sur la qualité des eaux infiltrées dans l'aquifère principal en aval de la berme (piézomètres du groupe B).

D'autre part, ce nouvel arrêté interdit tous rejets des eaux souterraines captées par le réseau de drainage dans le milieu naturel (Kwé Ouest). L'ensemble des eaux issues du système de



drainage sont depuis systématiquement traitées et/ou recyclées au sein des sites de préparation et de production des minerais.

*Tableau 2 – Valeurs réglementaires des eaux de rejets imposées  
par l'Arrêté provincial n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008*

Paramètres	Valeurs limites des caractéristiques des rejets	Périodicité de l'auto surveillance
Température	$\leq 30\text{ }^{\circ}\text{C}$	Hebdomadaire
pH	$5,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$	Hebdomadaire
Conductivité	-	En continu
DBO5 (sur effluent non décanté)	$\leq 30\text{ mg/l}$	Non permanente
DCO (sur effluent non décanté)	$\leq 125\text{ mg/l}$	Non permanente
MES totales	$\leq 35\text{ mg/l}$	Hebdomadaire
Azote global	$\leq 30\text{ mg/l}$	Hebdomadaire
Phosphore total	$\leq 10\text{ mg/l}$	Hebdomadaire
Indice phénol	$\leq 0,3\text{ mg/l}$	Hebdomadaire
Sulfates	-	Non permanente
Arsenic	$\leq 0,05\text{ mg/l}$	Non permanente
Chrome hexavalent et composés (en $\text{Cr}^{6+}$ )	$\leq 0,1\text{ mg/l}$	Non permanente
Chrome et composés (en Cr)	$\leq 0,5\text{ mg/l}$	
Plomb et composés (en Pb)	$\leq 0,5\text{ mg/l}$	Non permanente
Cuivre et composés (en Cu)	$\leq 0,5\text{ mg/l}$	Non permanente
Nickel et composés (en Ni)	$\leq 2\text{ mg/l}$	Non permanente
Zinc et composés (en Zn)	$\leq 2\text{ mg/l}$	Non permanente
Manganèse et composés (en Mn)	$\leq 1\text{ mg/l}$	Non permanente
Fer, aluminium et composés (en Al et Fe)	$\leq 5\text{ mg/l}$	Non permanente
Cobalt et composés (en Co)	-	Non permanente
Magnésium et composés (en Mg)	-	Non permanente
Calcium et composés (en Ca)	-	Non permanente
Silicium et composés (en Si)	-	Non permanente
Hydrocarbures totaux	$\leq 10\text{ mg/l}$	Non permanente



### **3. Q1 : Extension actuelle et composition du panache**

#### **3.1. Documents consultés dans le cadre de l'expertise**

**[1]** A2EP (2012) Synthèse sur la qualité des eaux souterraines et superficielles. Référence 042/11/O/HG/NC – Document 0438/12/NC. 39p.

**[2]** A2EP (2014) Analyse approfondie de la Qualité des eaux souterraines et superficielles. Document 445/14/MRO. 81p.

**[3]** Vale Nouvelle-Calédonie (2015) Parc à résidu de la Kwé Ouest – rapport d'exploitation 2eme semestre 2015.

**[4]** ARTELIA (2016) Simulation des impacts hydrogéologiques des aménagements - Projet LUCY. Impact du projet sur la qualité des eaux souterraines. 24p.

**[5]** Goro Nickel (Septembre 2007) Demande d'Autorisation d'Exploiter des installations Classées – Parc à résidus miniers de la Kwé Ouest. Projet GORO NICKEL. VOLUME III – ETUDE D'IMPACT SECTIONS B et C.

**[6]** Golder Associates (Septembre 2008) Modélisation Hydrogéologique de l'aire de stockage de résidus miniers Kwé Ouest. Projet Goro Nickel Nouvelle-Calédonie. 101p.

**[7]** Vale Nouvelle-Calédonie (Octobre 2015) Demande d'autorisation d'exploitation minière – Livret C – Etude d'impact sur l'environnement Volet A.

**[8]** Vale Nouvelle-Calédonie (Octobre 2015) Demande d'autorisation d'exploitation minière – Livret C – Etude d'impact sur l'environnement. Volet B - Etat initial du site et son environnement.

**[9]** Vale Nouvelle-Calédonie (Décembre 2016) Demande d'autorisation d'exploiter des installations classées - Rapport complémentaire. Analyse des effets potentiels du projet de stockage de résidu asséché sur la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest. 46p.

**[10]** Golder Associates (Septembre 2008) KWRSF - Groundwater Modelling for Fully Lined Basin. 8p.

**[11]** Golder Associates (Septembre 2008) KWRSF - Predicted Manganese Concentrations at Springs and Downstream of Interception System. 4p.

**[12]** Golder Associates (Octobre 2008) KWRSF - Groundwater Modelling for Revised Partially Lined Area. 12p.

**[13]** Golder Associates (Septembre 2008) KWRSF - Groundwater Modelling for Partly Lined Basin and Reduced Source Manganese Concentration. 12p.

**[14]** Vale Nouvelle-Calédonie (Mai 2019) Surveillance des milieux récepteurs – Rapport annuel 2018, Eaux souterraines. 88p.

**[15]** Vale Nouvelle-Calédonie (2013) Suivi environnemental - Rapport Annuel 2012 - Eaux souterraines. 53p.

**[16]** Vale Nouvelle-Calédonie (2013) Suivi environnemental - Rapport Annuel 2013 - Eaux Souterraines. 79p.

**[17]** Vale Nouvelle-Calédonie (Septembre 2016) Demande d'autorisation d'exploiter des installations classées – Livret C – Volet 2 – Etat initial hydrogéologique. 79p.

**[18]** PRONY Resources Nouvelle-Calédonie (Novembre 2022) Méthode d'interpolation de la carte de panache en SO<sub>4</sub> en aval du parc à résidu KO2 – Momerandum. 2p.

[19] Prony Ressources New Caledonia (Juin 2021) Surveillance des milieux récepteurs – Rapport annuel 2020, Eaux douces de surface. 118p.

[20] Prony Ressources New Caledonia (Janvier 2021) Surveillance des milieux récepteurs – Rapport annuel 2020, Eaux souterraines. 88p.

[21] ŒIL (Décembre 2019) Bilan technique 2018 : Synthèse annuelle des résultats des suivis environnementaux du Grand Sud pour l'année 2018 - Observatoire de l'environnement de Nouvelle-Calédonie. Auteurs : Desoutter, L., Bertaud, A. 147p.

[22] Vale Nouvelle-Calédonie (Juillet 2019) Surveillance des milieux récepteurs – Rapport annuel 2019, Eaux souterraines. 99p.

[23] Goro Nickel (Mai 2007) Demande d'Autorisation d'Exploiter des Installations Classées – Parc à résidus miniers de la Kwé Ouest. Projet GORO NICKEL. VOLUME III – Etude d'impact. Section A – Caractérisation de l'environnement. Chapitre 3 : Géologie et hydrogéologie.

### 3.2. Cadre de la question

*« Quelle est l'extension actuelle exacte du panache ? Quels polluants (concentrations et éléments majeurs, traces et indésirables) sont concernés ? »*

La question Q1 s'inscrit dans la problématique environnementale de l'impact du parc à résidus humides (également appelé parc KO2 ou ASR) sur l'hydrosystème du bassin versant de la rivière Kwé.

Jusqu'en 2017, cette problématique faisait l'objet d'un cadre réglementaire défini par l'annexe II de l'arrêté provincial n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008. Cet arrêté spécifie des valeurs limites vis à vis de paramètres physiques et chimiques clés pour la composition des eaux souterraines, à minima, au droit des piézomètres du groupe B.

Depuis la notification de l'arrêté ICPE n° 3690-2017/QRR/DIMENC du 29 novembre 2017, la qualité des eaux infiltrées dans l'aquifère principal n'est plus soumise au cadre réglementaire de l'annexe II de l'arrêté provincial n° 1466-2008/PS. En conséquence, la définition du « panache » (extension, composition) repose principalement sur les notions de perturbation et d'altération de la qualité naturelle des eaux de l'hydrosystème.

La variabilité hydro-géochimique naturelle – plus communément nommée le fond hydro-géochimique – constitue un référentiel pour définir des valeurs seuils au-delà desquelles les concentrations dans le milieu naturel peuvent être considérées comme significativement impactées par une ou des sources extérieures (anthropiques) sur le secteur d'étude.

D'après le contenu des documents consultés, la caractérisation du panache actuel (extension et composition) requiert d'apporter des éléments de réponses sur 4 principaux points majeurs, que sont :

- (i) les valeurs seuils de concentrations, dont le dépassement souligne la présence d'une perturbation environnementale du milieu.
- (ii) l'origine et la nature/composition de la source de contamination.
- (iii) les connaissances sur le devenir des contaminants étudiés dans l'hydrosystème.
- (iv) l'état de perturbation hydrogéochimique (panache) actuelle au sein du réseau de suivi de la qualité des eaux dans la zone du bassin KO2.

### 3.3. Synthèse des documents

#### 3.3.1. Valeurs seuils définies par le fond géochimique

Le fond géochimique du plateau de Goro a été établi dans le cadre de l'ouverture de fosses minières [1; 2], qui est régie par le Code Minier de la Nouvelle-Calédonie, créé par la Loi du pays n°2009-6 du 16 avril 2009, et plus spécifiquement :

- L'article R142-10-4 du Code Minier mentionne une demande (point 4) d'« *exposé relatif à la gestion et à la protection des eaux-superficielles et souterraines* ».
- L'article R142-10-8 précise le contenu de cet exposé « *l'exposé (...) décrit l'état initial des eaux superficielles et souterraines et des cours d'eau permanent et intermittents (...). Il indique le plan de suivi des eaux, l'évaluation de l'impact sur les masses d'eau et les mesures mises en œuvre pour les limiter* ».

En vue de l'étude de la mise en exploitation de plusieurs fosses minières dans le secteur de la Kwé, un état des lieux de la qualité physicochimique des eaux souterraines et superficielles de l'ensemble du site de Goro a été conduit par A2EP Roche pour Prony [1; 2].

Le fond géochimique de l'hydrosystème a été établi, à l'échelle de l'emprise globale du site minier de Prony, sur la base des données existantes en 2011 [1], complétées par des données acquises en 2012 [2].

L'étude a été menée en différenciant les eaux de surface (rivières, lac) et les eaux souterraines. Dans le cas des eaux souterraines, les différents niveaux captés par le réseau de piézomètres ont été dissociés, différenciant les échantillons caractéristiques de l'aquitard latéritique des échantillons de l'aquifère principal – péridotite fracturée et/ou saprolite (seule ou de pair). L'ensemble des eaux composant le jeu de données provient de 119 piézomètres et 15 stations de surveillance, globalement éloignées des différents sites d'exploitation des minerais, excluant donc les piézomètres situés en aval hydraulique du bassin à résidu entre la berme et la Kwé ouest (Illustration 31).



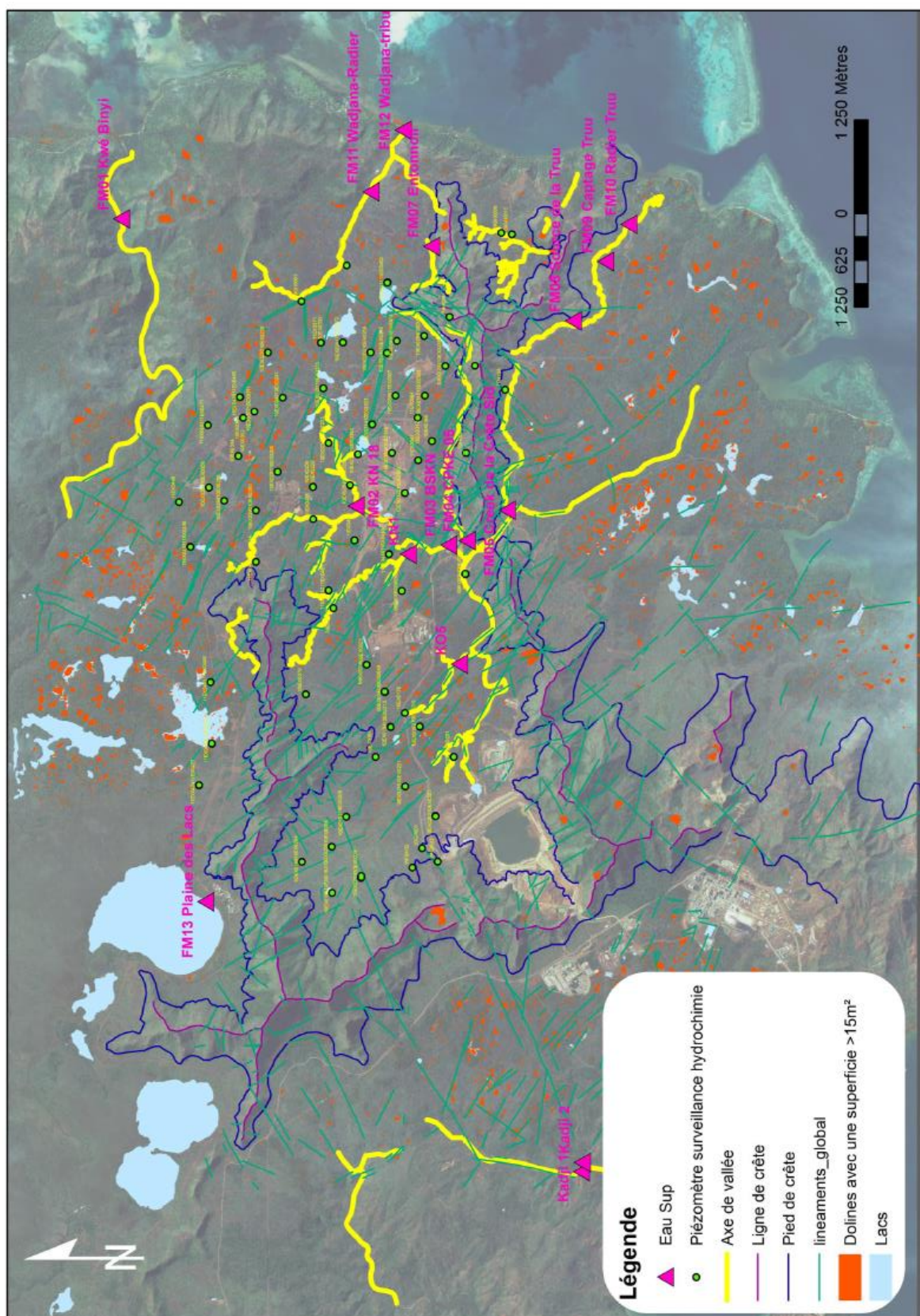


Illustration 31 – Localisation des 119 piézomètres et 15 stations de surveillance retenus par PRONY pour définir le fond géochimique des eaux souterraines et des eaux de surface sur le secteur du site minier (source : [2])

Les analyses ont été acquises dans le cadre d'études visant à définir la qualité des eaux souterraines et superficielles sur trois principaux secteurs du plateau de Goro [2], que sont :

- Le secteur FM25 – situé en périphérie de la fosse minière.
- Le secteur SMTL – situé en amont de l'usine de préparation des minerais (UPM).
- Le secteur KO4 – secteur dans la zone la plus amont de la rivière Kwé ouest.

A l'issu de ces études, le fond géochimique final a été établi sur la base de 318 échantillons d'eau souterraine et de 50 échantillons d'eau de surface, prélevés au cours de quatre campagnes, dissociant les périodes de hautes-eaux et les périodes de basses eaux.

La variabilité naturelle des concentrations des 20 éléments chimiques étudiés a été déterminée à partir des statistiques descriptives selon la méthode développée et appliquée au sein d'études de fond géochimique menés par le BRGM (*BRGM/RP-56856-FR, Lions et al. (2008). Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de La Réunion*).

Selon cette méthode, les valeurs de centile 90 ont été retenues par les auteurs [2] comme valeurs seuils pour chacun des 20 éléments chimiques au sein des différents types d'eau dissociées (Tableau 3).

*Tableau 3 – Valeurs seuils définies à partir du fond géochimique des eaux de surface et des d'eau souterraines captées par les piézomètres pour les 20 éléments chimiques analysés en 2011 et 2012 (source : [2])*

Paramètre	Eau souterraine			Eau de surface
	Latérite (mg/l)	Saprolite/Péridotite (mg/l)	Péridotite (mg/l)	(mg/l)
	n = 131	n = 167	n = 20	n = 50
Sodium	9,9	9,3	9,2	7,1
Potassium	2,0	1,3	0,6	0,2
Calcium	6,95	4,96	5,8	1,1
Magnésium	10,0	19,7	16,5	11,2
Chlorure	15,1	10,3	12,9	12,4
Sulfate	12	7,12	5,98	5,02
Hydrogénocarbonate	60	104	109	51
Carbonate	< 3	< 3	< 3	< 3
Nitrate	1,8	0,9	1,1	<0,5
Nitrite	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Ammonium	0,178	0,216	0,064	< 0,01
Phosphate	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Fer	0,09	0,14	0,07	0,12
Silice	13	22	26	7
Fluor	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Manganèse	0,134	0,137	0,018	0,016
Aluminium	0,16	0,16	0,12	0,08
Chrome	0,049	0,047	0,036	0,018
Chrome VI	0,05	0,06	0,04	<0,01
Hydroxyde	< 2	< 2	< 2	< 2

Le dépassement de ces valeurs seuils est considéré comme un indicateur de perturbation de la composition naturelle des eaux souterraines vis-à-vis des différents éléments chimiques considérés.

A noter que l'ensemble des valeurs seuils ont été définies à partir des phases dissoutes des éléments, après filtration des eaux échantillonnées en laboratoire.

### **3.3.2. Source de perturbation principale impactant la qualité des eaux de l'hydrosystème**

L'arrêté ICPE n° 3690-2017/QRR/DIMENC du 29 novembre 2017 impose un traitement systématique des eaux rejetées dans le bassin de sédimentation, et exclut donc désormais tout rejet dans le milieu naturel. Cette évolution de la gestion des eaux captées par le réseau de drainage souligne une dégradation de la composition des eaux souterraines captées par les drains sous le bassin à résidu depuis sa mise en service.

Dans le rapport d'exploitation du Parc à résidu de la Kwé Ouest du second semestre 2015 [3], Prony attribue « *sans ambiguïté* » l'origine de fortes concentrations observées dans les eaux souterraines en aval de la berme aux fuites dans le parc à résidus en raison de la présence de défauts dans le système de confinement.

Ce point a amené à considérer l'eau interstitielle des résidus épaissis comme principale source de perturbation de l'hydrosystème sous et en aval hydraulique du bassin à résidus selon le schéma conceptuel présenté en Illustration 32 et repris dans de nombreuses études visant à prédire le devenir du panache en aval de la berme (confère chapitre 5).

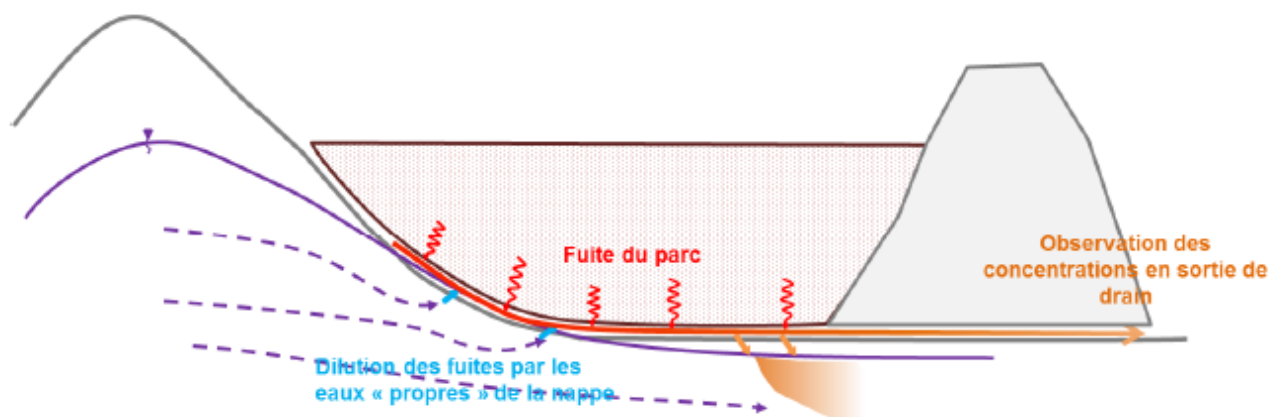
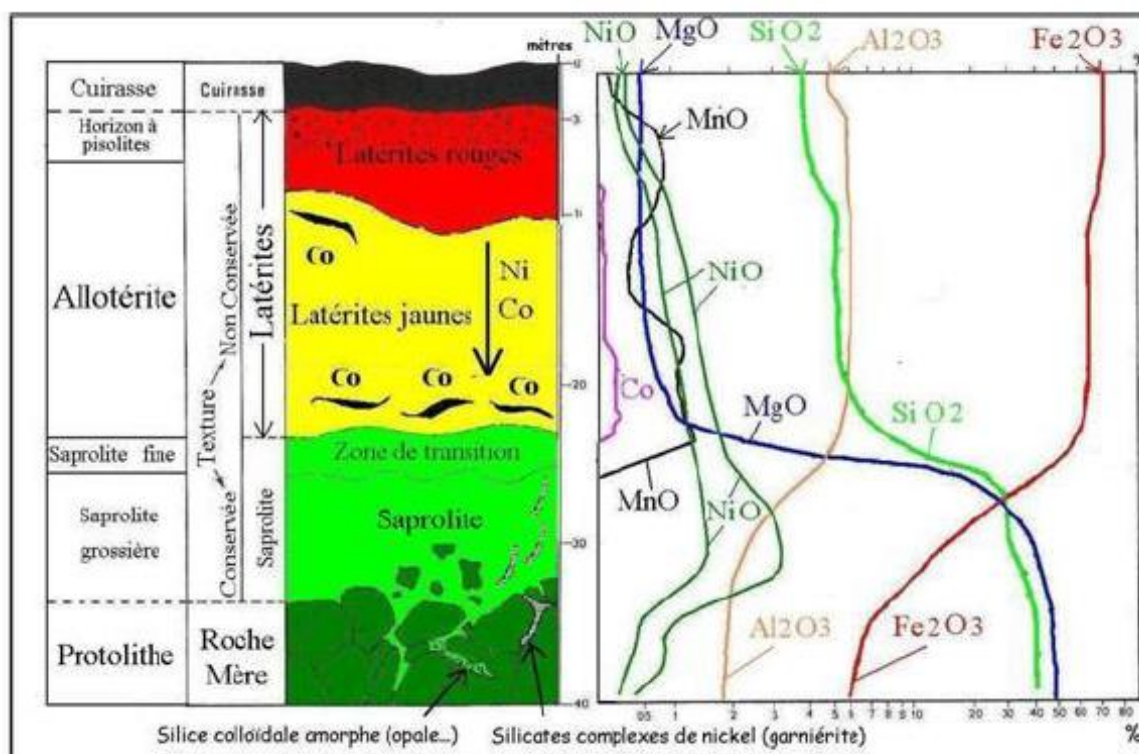


Illustration 32 - Conceptualisation du panache des concentrations en sulfates dans la nappe  
(source : [4])

La composition de l'eau interstitielle en sortie d'usine a initialement fait l'objet d'une étude dans le cadre de la Demande d'Autorisation d'Exploiter (DEA) [5]. D'après les estimations, une forte variation de la composition était attendue, avec une salinité totale estimée entre 15 et 40 g/l, pour une moyenne annuelle de 24,5 g/l, avant la mise en production de l'usine (Tableau 4 ; [5; 6]).

Il ressort de la composition des eaux interstitielles, que l'essentiel de la minéralisation de l'eau est issu des fortes concentrations en sulfate ( $\text{SO}_4$ ) et en magnésium (Mg), et, dans une moindre mesure, en calcium (Ca) et manganèse (Mn). L'intervalle considéré dans la composition générale est dû à la variation de la qualité du minerai [7], et notamment l'évolution marquée entre le niveau de latérite, plus riche en fer (Fe) et aluminium (Al), et le niveau de saprolite, plus riche en Mg et silice (Si) (Illustration 33). Le traitement du minerai à teneur élevée en magnésium implique des concentrations plus élevées en Mg et en  $\text{SO}_4$  dans l'eau interstitielle (confère chapitre 2.2).





Source : VNC modifié d'après Trescases, 1975

Illustration 33 - Evolution de la composition élémentaire le long du profile d'altération de la roche mère  
(source : [8])

Les caractéristiques chimiques élémentaires de l'eau de constitution des résidus humides ont ensuite à nouveau été étudiées de façon intensive au cours du projet Lucy, dans le cadre de la DAE des installations classées de 2016 [9].

Une mise à jour de la composition chimique moyenne des eaux interstitielles a notamment été proposée à partir de l'analyse de la phase aqueuse des résidus humides produits entre janvier 2015 et juin 2016 (Tableau 4).



*Tableau 4 – Caractéristiques chimiques des eaux interstitielles composant le pulpe de résidus épaissis injectés dans le parc KO2 (sources : adapté de [5] et de [9])*

	Moyenne annuelle	Gamme de concentration	Eau de constitution en 2015-2016
	(mg/l) [5]	(mg/l) [5]	(mg/l) [9]
Salinité	24500	15000 - 40000	
Na	30	10 - 60	60
Ca	600	500 - 1000	471
Mg	4100	4000 - 8000	3194
Cl	30	20 - 80	360
SO <sub>4</sub>	19200	10000 - 30000	14160
Si	30	10 - 50	
Fe	< 0,1	0 - 2	
Mn	600	300 - 800	232
Al	0,5	< 1	
Cu	< 0,1	< 1	
Co	< 0,1	< 1	0,6
Cr <sub>total</sub>	< 0,1	< 0,1	0,1
Cr VI	< 0,1	< 0,1	
Ni	< 0,1	< 1	8,4
Zn	< 0,1	0 - 2	

Le fonctionnement de l'usine de production de nickel (Ni) et de cobalt (Co) étant considéré comme stabilisé et proche du fonctionnement nominal durant cette période [9], la composition chimique est présentée comme plus représentative de la composition des eaux interstitielles présentes dans le parc KO2, notamment vis-à-vis des concentrations en Ni, Co et chrome (Cr).

### 3.3.3. Extension attendue du panache

#### Commentaires BRGM

Les résultats de simulations produits par Golder en 2008 [6; 10-13], présentés ci-après, introduisent et renseignent qualitativement sur le devenir spatial attendu des polluants conservatifs (traceurs parfaits) dans l'aquitard et l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme, ainsi que dans la Kwé ouest et ces affluents. Depuis 2008, d'autres modèles prédictifs ont été développés. Ils sont présentés et discutés plus en détails dans le cadre de la question Q3.

Parmi les fortes concentrations observées dans la composition de l'eau interstitielle (Tableau 4), seules les concentrations en métaux de transitions, et notamment le Mn, ont fait l'objet d'une réglementation des concentrations dans les eaux souterraines dans le cadre de l'arrêté n° 1466-2008/PS (cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) avant son abrogation en 2017.

Ce cadre réglementaire a conditionné les premières études d'impact menées sur la qualité des eaux souterraines sur le secteur du parc KO2, en focalisant les simulations prédictives du devenir d'un panache enrichi en Mn [6; 10-13].

Ces premiers modèles numériques d'écoulement de l'eau souterraine (modèle FEFLOW) sur le domaine du sous-bassin versant KO2 ont été employés pour évaluer les effets des exfiltrations d'eau du parc KO2 sur la qualité des eaux souterraines. L'évolution du panache en Mn dans

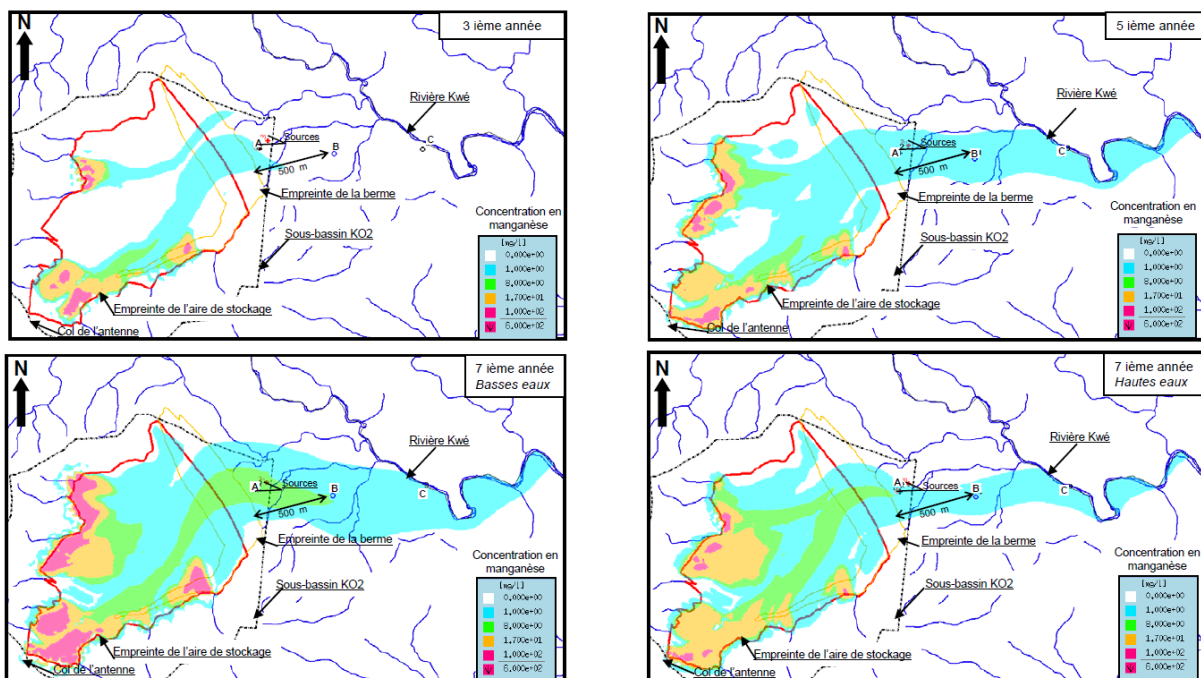
l'aquitard latéritique (dénommé « couche de limonite » par Golder) et l'aquifère principal (dénommé « couche de saprolite » par Golder) a été simulé sur une période de 3 à 20 ans après le début du remplissage du bassin à résidu au droit de puits d'observation fictifs situés au pied de la berme (point A), à 500 m à l'aval hydraulique de la berme (point B) et en bordure de la rivière Kwé (point C).

Le modèle de base repose sur les hypothèses (i) d'une densité de défaut d'étanchéité de la géomembrane de 2,5 par hectare de bassin, d'une aire de défaut de 3,1 mm<sup>2</sup>, (ii) d'une concentration de 600 mg/l en Mn dans l'eau interstitielle des résidus, (iii) de débits d'exfiltration unitaires en eau au travers de la géomembrane estimés à 8,6 m<sup>3</sup>/j/ha durant les 6 premiers mois puis 4,3 m<sup>3</sup>/j/ha (prise en compte de la consolidation des résidus), et (iv) une conductivité hydraulique de 7,5 x 10<sup>-6</sup> m/s et de 14,6 x 10<sup>-4</sup> m/s respectivement dans l'aquitard et l'aquifère principal [6].

Les simulations numériques résultantes ont prédit un dépassement de la valeur réglementaire (Mn : 1 mg/l) dans l'aquifère principal après 3 ans au pied de la berme, 3,4 ans à 500 m à l'aval hydraulique de la berme et 3,75 ans en bordure de la rivière Kwé. A l'atteinte du régime permanent, les concentrations en Mn seraient légèrement inférieures à 11 mg/l au point A, légèrement supérieures à 9 mg/l au point B et légèrement supérieures à 6 mg/l au point C.

Ces estimations reposent sur un scénario sécuritaire, considérant que les résidus humides sont une source infinie de manganèse et qu'il n'y a aucun mécanisme d'atténuation des concentrations entre la source (résidus humides) et les 3 points fictifs de contrôle.

L'étendue du panache de Mn résultant des simulations prédictives, selon les hypothèses listées précédemment, est présentée dans l'aquifère principal (Illustration 34), et dans l'aquitard latéritique (Illustration 35). Les valeurs de concentrations en manganèse illustrées ne prennent pas en compte les concentrations naturelles (fond géochimique) en Mn dans l'hydrosystème.



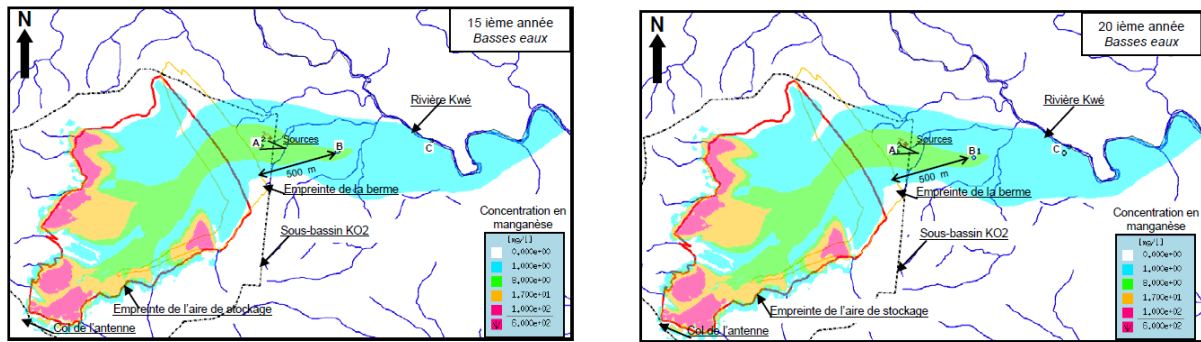
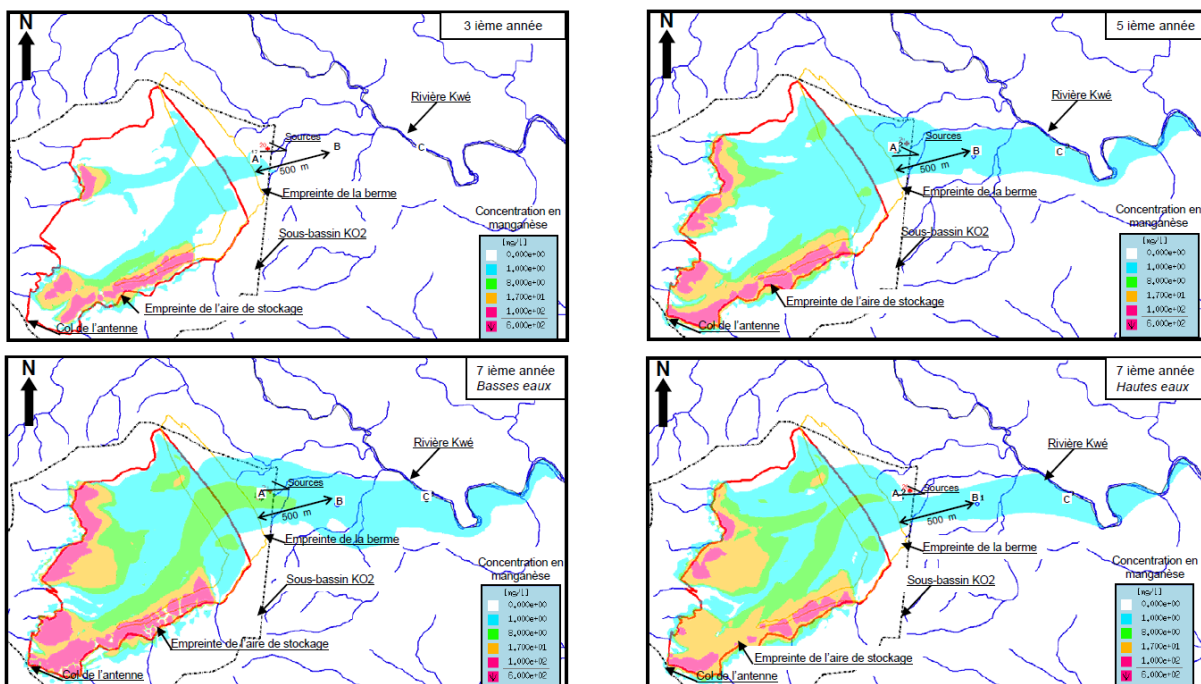


Illustration 34 - Panache simulé de manganèse dans les eaux souterraines de l'aquifère principal  
(source : [6])

Le programme de suivi réglementaire a mis en évidence que les concentrations en Mn mesurées dans les eaux souterraines au droit des piézomètres situés en aval de la berme (groupes A et B) n'excèdent pas 0,1 mg/l sur la période de suivi 2008 – 2018 [14]. Le suivi de la qualité de l'eau des sources (WK17, WK20 : point A du modèle) et des eaux souterraines en aval de la berme ne permet donc pas d'identifier d'augmentation significative des concentrations en Mn au droit des piézomètres situés en aval hydraulique de la berme. Ces observations, issues des analyses chimiques, rejettent les projections de fortes concentrations en Mn prédites par les simulations numériques de Golder [6].



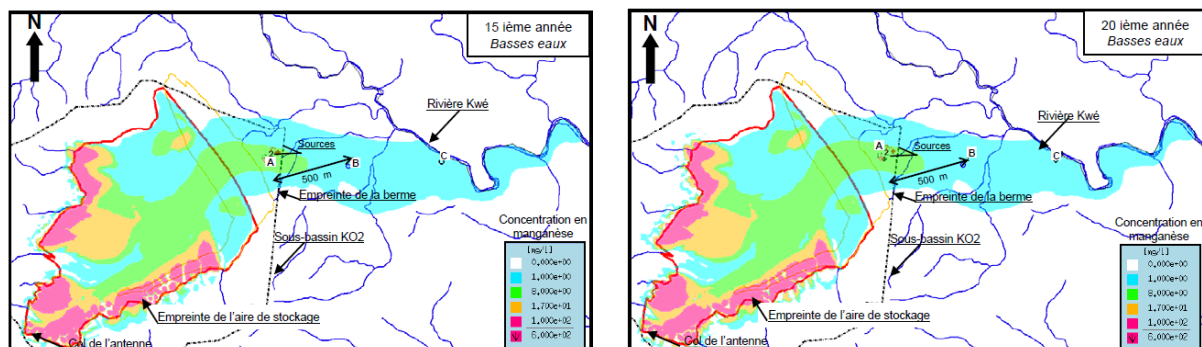


Illustration 35 - Panache simulé de manganèse dans les eaux souterraines de l'aquitard latéritique (source : 6j)

### Commentaire BRGM

Bien que la caractérisation des processus géochimiques à l'origine de cette atténuation naturelle fasse encore l'objet d'études, les tests de lixiviation ont montré une forte capacité des latérites à piéger par adsorption (interactions eau-roche), et donc à fixer, le Mn dissous dans les niveaux plus riche en limonite [4]. La latérite étant présente en grande quantité dans les résidus, le lieu du piégeage du Mn dissous (eau interstitielle) reste à clarifier. Il semble probable que ce processus de piégeage soit actif, au sein des résidus humides dans le parc KO2 comme dans l'aquitard au droit des zones du bassin présentant un défaut d'étanchéité ainsi qu'en aval hydraulique proche.

### 3.3.4. Extension observée du panache

Suite aux connaissances acquises grâce au programme de surveillance réglementaire des milieux récepteurs [15; 16], les concentrations en sulfate ont été utilisées, en remplacement du Mn, pour suivre et prédire (simulations numériques) l'étendue du panache en provenance du parc KO2 dans l'aquitard et l'aquifère principal. Ce choix fait suite à une augmentation significative des teneurs en sulfate, observée depuis 2013, dans les eaux souterraines en aval du parc à résidu, ainsi que dans le réseau de drain installé sous la géomembrane du parc KO2 [3]. PRONY justifie le choix d'orienter les synthèses et études de devenir du panache sur les concentrations en sulfate [3] car :

- « Cet élément constitue un bon marqueur de contamination des eaux souterraines par des fuites d'eaux industrielles stockées dans le parc à résidu ».
- « Le sulfate présente l'avantage de ne pas interagir avec l'encaissant géologique et peut par conséquent être considéré comme un traceur parfait dans le contexte de la zone d'étude ».

Parmi les documents consultés, l'étude « Etat initial hydrogéologique » de la DAE des installations classées [17] présente les principales cartes de l'extension connue du panache dans les eaux souterraines au droit des piézomètres composant le réseau de suivi de la qualité (Illustration 36 ; Illustration 37).

La première carte présente l'état photographique des gammes de teneurs en  $\text{SO}_4$  au droit des piézomètres captant les eaux de l'aquifère principal en novembre 2015 et mai 2016 (Illustration 36). Le dépassement de la valeur seuil de 7 mg/l – défini à partir de l'étude du fond géochimique (Tableau 3) – détermine la présence d'une perturbation des concentrations naturelles en  $\text{SO}_4$  dans les eaux de l'aquifère principal. D'après cette carte, le panache en provenance du parc KO2 affecte principalement les sources WK17 et WK20 et de nombreux piézomètres du groupe A, positionnés au pied de la berme (WKBH102, WHBH103, WK6-11, WK6-12), ainsi que certains piézomètres du groupe B, situés dans la zone tampon (WKBH109, WKBH110, WKBH110A, WKBH118, WKBH118A). Le cœur du panache se distingue (en mai 2016) dans l'aquifère principal au droit des piézomètres WKH102 et WKB103 (teneurs en  $\text{SO}_4$  > 200 mg/l), ainsi que dans la zone d'émergence des sources WK17 et WK20 voisines (gamme de teneurs en  $\text{SO}_4$  : 50 – 100 mg/l).

La seconde carte présente l'état photographique des gammes de teneurs en  $\text{SO}_4$  au droit des piézomètres captant les eaux de l'aquitard latéritique en novembre 2015 et mai 2016 (Illustration 37). Un dépassement de la valeur seuil en  $\text{SO}_4$ , établi à 12 mg/l dans l'aquitard (Tableau 3), n'est observé qu'au droit du piézomètre WK6-12A. Ce résultat souligne également l'absence de panache dans l'aquitard au droit du piézomètre WKH102A, zone où le cœur du panache a été observé dans l'aquifère principal depuis le piézomètre WKH102 (Illustration 36).



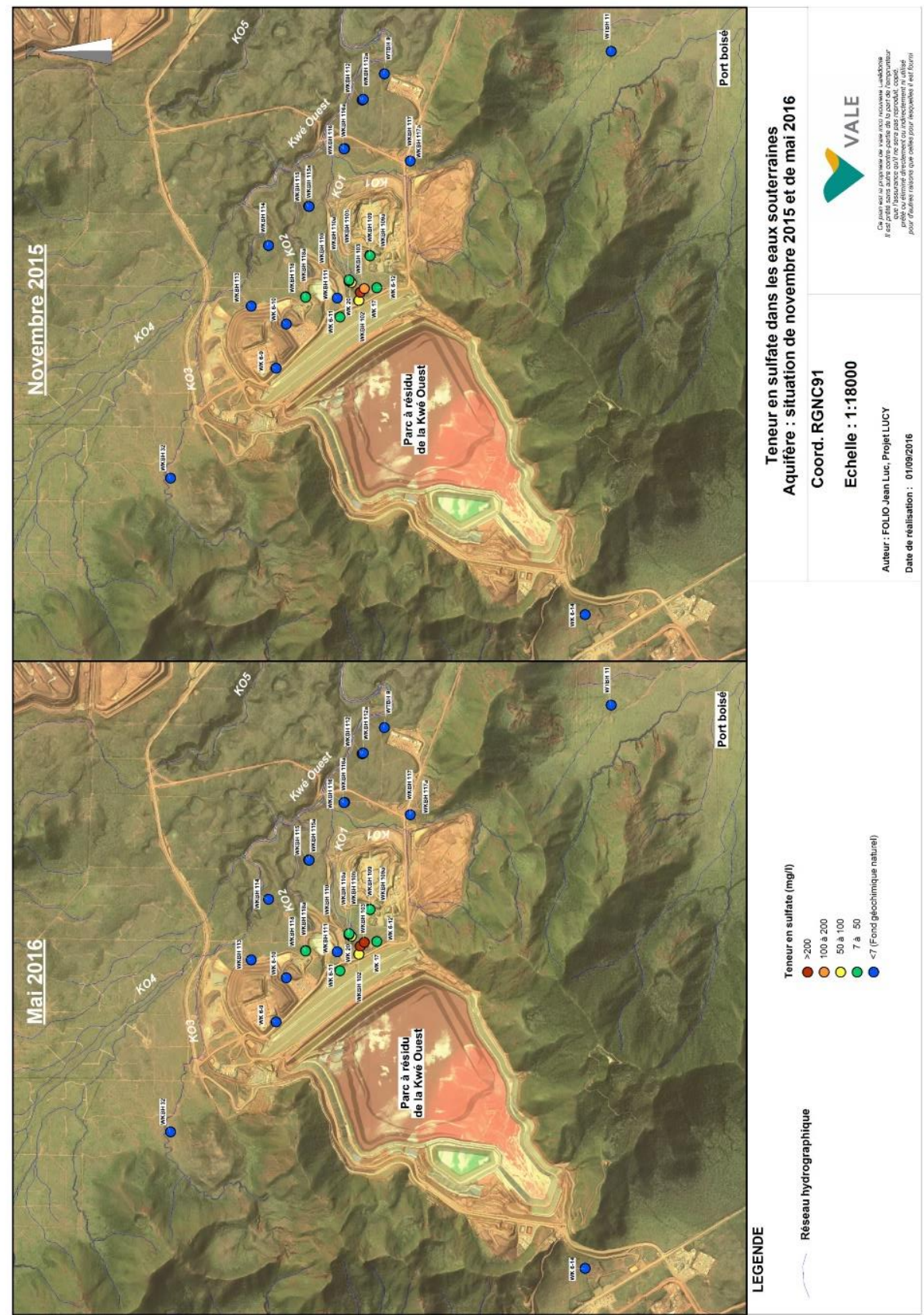


Illustration 36 - Distribution spatiale des teneurs en sulfates dans l'aquifère principal autour du parc à résidu de la Kwe Ouest en Novembre 2015 (droite) et Mai 2016 (gauche) (source : [17])



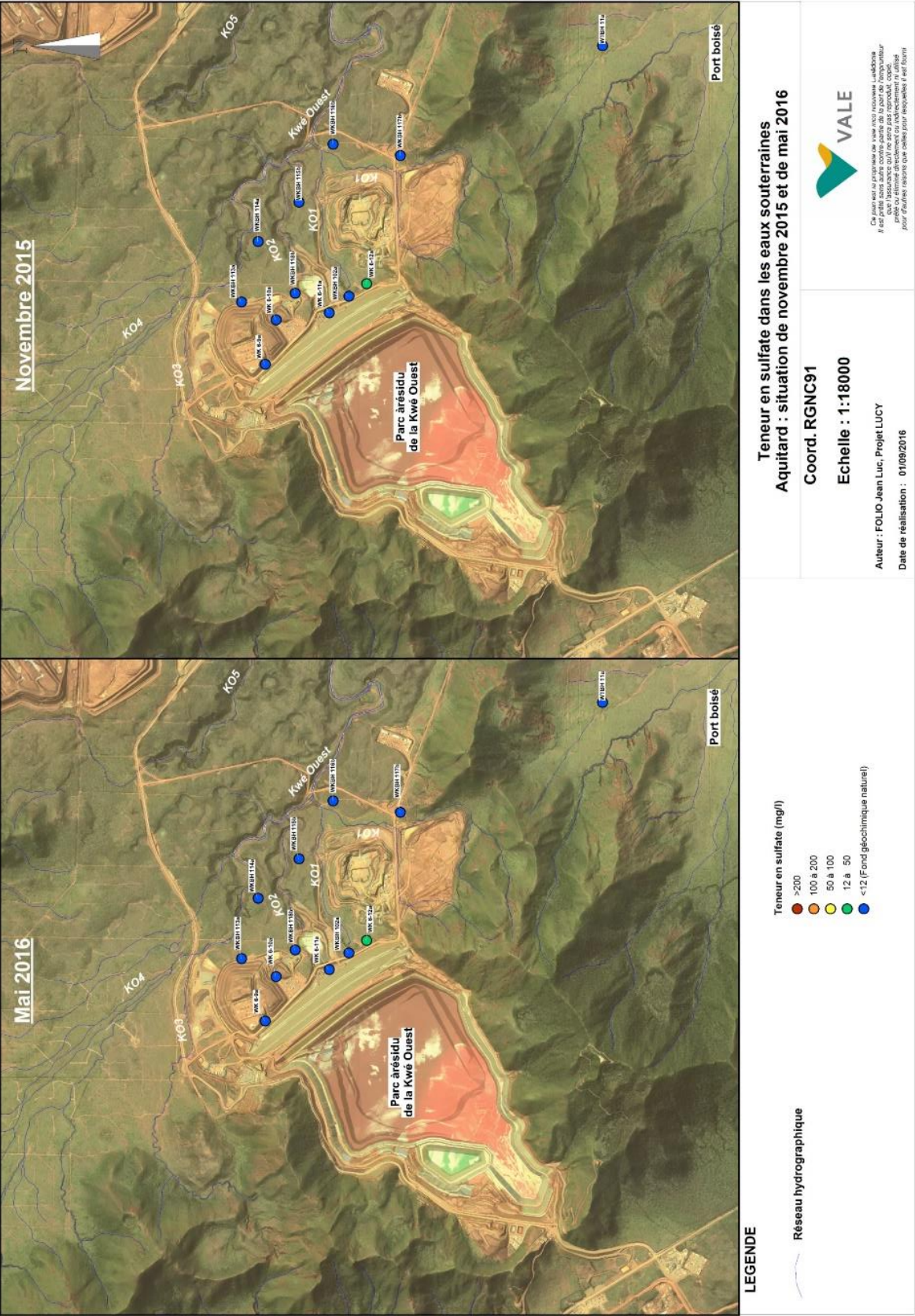


Illustration 37 - Distribution spatiale des teneurs en sulfates dans l'aquitard latéritique autour du parc à résidu de la Kwé Ouest en Novembre 2015 (droite) et Mai 2016 (gauche) (source : [17])

Une coupe longitudinale dans l'axe du sens des écoulements des eaux souterraines présente un schéma conceptuel de la propagation du panache (de  $\text{SO}_4$ ) depuis le parc à résidus vers l'aquitard et l'aquifère principal en aval de la berme [17], en intégrant les teneurs en  $\text{SO}_4$  ainsi que les caractéristiques techniques des piézomètres (profondeurs de crépine) captant le panache (Illustration 38).

D'après ce schéma conceptuel, les eaux s'infiltrent en fond du bassin à résidus vers l'aquitard pour former un panache (en  $\text{SO}_4$ ) qui est dilué en partie par les eaux souterraines dans les latérites. Suivant le gradient hydraulique vertical, le panache migre depuis l'aquitard vers l'aquifère principal, avant de se propager vers l'aval hydraulique. Les sources WK17 et WK20 constituent l'axe de convergence des eaux souterraines dans le sous bassin KO2 [17]. Le panache en provenance du bassin KO2 s'écoule vers cet axe de convergence des eaux souterraines, expliquant les plus fortes concentrations en  $\text{SO}_4$  au droit des piézomètres situés à proximités des sources. Au cours de l'écoulement dans l'aquifère principal, le panache se dilue et s'étale donc spatialement sous l'action des propriétés dispersives de l'aquifère.

Prony [17] estime également plausible que le système de drainage sous la géomembrane perde une partie des fuites collectées et contribue donc à étendre latéralement le panache observé dans l'aquifère principal en aval immédiat de la berme (Illustration 36).

D'après l'état photographique établi en mai 2016 [17], le panache (de  $\text{SO}_4$ ) affecte l'aquifère principal en aval de la berme, avec de fortes concentrations ( $> 30$  fois le fond géochimique naturel) au pied de la berme. Aucun piézomètre du groupe C (suivi de la qualité des eaux souterraines avant l'arrivée dans la rivière Kwé) ne présente d'anomalie géochimique vis-à-vis des teneurs en  $\text{SO}_4$ . De même, aucun impact n'est observé au droit des piézomètres de contrôle situés en amont du parc KO2 (WK6-14) ou dans le bassin endoréique de Trou Bleu (WTB11) sur la période étudiée.

Sans connaître sa localisation exacte, Prony [17] estime que le front du panache se situe entre les piézomètres WKBH110 et WKBH115 ou WKBH116 en 2016.



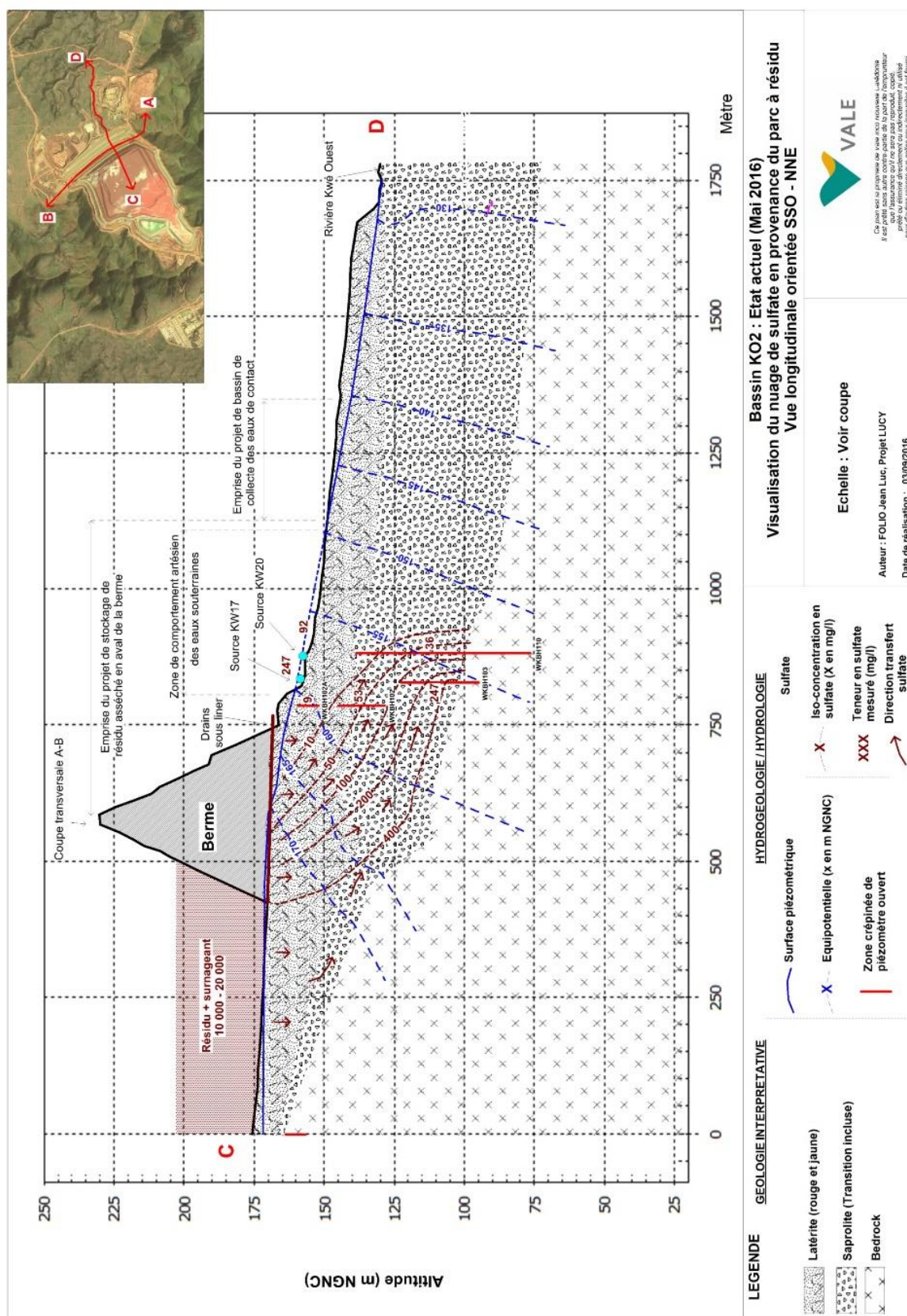


Illustration 38 - Parc à résidus de la Kwé Ouest : représentation du panache de sulfates d'une coupe longitudinale dans l'axe de convergence des eaux souterraines (source : [17])

### 3.3.5. Extension actuelle exacte du panache

Les cartes synthétiques de l'extension du panache (de  $\text{SO}_4$ ) dans l'aquifère principal et l'aquitard latéritique, présentant les concentrations au droit de chaque piézomètre du réseau de suivi (Illustration 36), n'ont pas été reproduites par Prony pour les années ultérieures à 2016.

Une interpolation de l'extension du panache de sulfate dans l'aquifère principal (Illustration 39) a toutefois été réalisée récemment à partir des données acquises au cours du mois de juin 2021 [18]. Le mois de juin 2021 correspond à la dernière campagne d'acquisition de données hydrogéochimiques au droit de l'ensemble des piézomètres situés en aval hydraulique de la berme, avant le démarrage de l'aménagement de la zone de stockage des résidus secs et la destruction de certains de ces ouvrages. Les contours présentés sur la carte du panache de sulfate (Illustration 39) résultent de la création et l'usage de « *dummy points* » (points virtuels) pour pallier à la faible densité de points de suivi à l'échelle de la zone située entre la berme et la rivière Kwé Ouest. Ces « *dummy points* » ont été positionnés « à dire d'expert » afin « de contrôler le résultat de l'interpolation » de l'extension du panache dans l'aquifère principal. L'Illustration 39 présente donc les résultats de l'interpolation – reposant sur concentrations mesurées dans l'aquifère principal et les valeurs attribuées au « *dummy points* » – après une ultime « *correction manuelle des contours pour être plus proche des directions simulées d'écoulements* ».

Les chroniques de teneurs brutes en  $\text{SO}_4$  dans les eaux souterraines et les eaux de surface sont consultables dans les rapports annuels de surveillance [19; 20]. Ces rapports annuels de surveillance, ainsi que le rapport public de l'Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie [21], sont considérés par le BRGM comme pertinents pour apporter des éléments de réponses complémentaires sur « **l'extension actuelle exacte** » du panache énoncé dans l'intitulé de la question. Ces éléments de réponses complémentaires sont présentés ci-après.

Les chroniques de concentrations aux droits des piézomètres captant l'aquifère principal entre la berme et la Kwé ouest (groupes A, B et C) révèlent qu'après 2016, les teneurs en  $\text{SO}_4$  ont continué à augmenter dans les eaux souterraines (Illustration 40).

Les eaux au droit des piézomètres WKH102 et WKB103, où les concentrations en  $\text{SO}_4$  étaient proches de 200 mg/l en mai 2016, atteignent respectivement 900 mg/l et 1200 mg/l en 2020. Ces chroniques confirment que ces deux piézomètres captent les eaux les plus influencées par la perturbation hydrogéochimique imposée par panache dans l'aquifère principal. Les teneurs en  $\text{SO}_4$  au droit de ces piézomètres sont relativement équivalentes aux concentrations analysées dans l'eau émergente au niveau de la source WK17 (1300 mg/l) en 2020 (Illustration 41).

Ce phénomène d'augmentation des teneurs en  $\text{SO}_4$  est également significatif au droit du piézomètre WK6-12 (80 mg/l) appartenant au groupe A du réseau, ainsi qu'au droit des piézomètres WKBH110 (250 mg/l), WKBH110A (225 mg/l), WKB111 (25 mg/l), WKB118 (25 mg/l) et WKB118-A (25 mg/l) appartenant tous au groupe B du réseau de surveillance.

L'échelle de l'Illustration 40 ne permet pas de vérifier si l'eau captée par certains des piézomètres du groupe C dépassent la valeur seuil de 7 mg/l en  $\text{SO}_4$  (Tableau 3). Toutefois, les concentrations des eaux de l'aquifère principal ne semblent pas excéder 15 mg/l au droit de ces piézomètres.



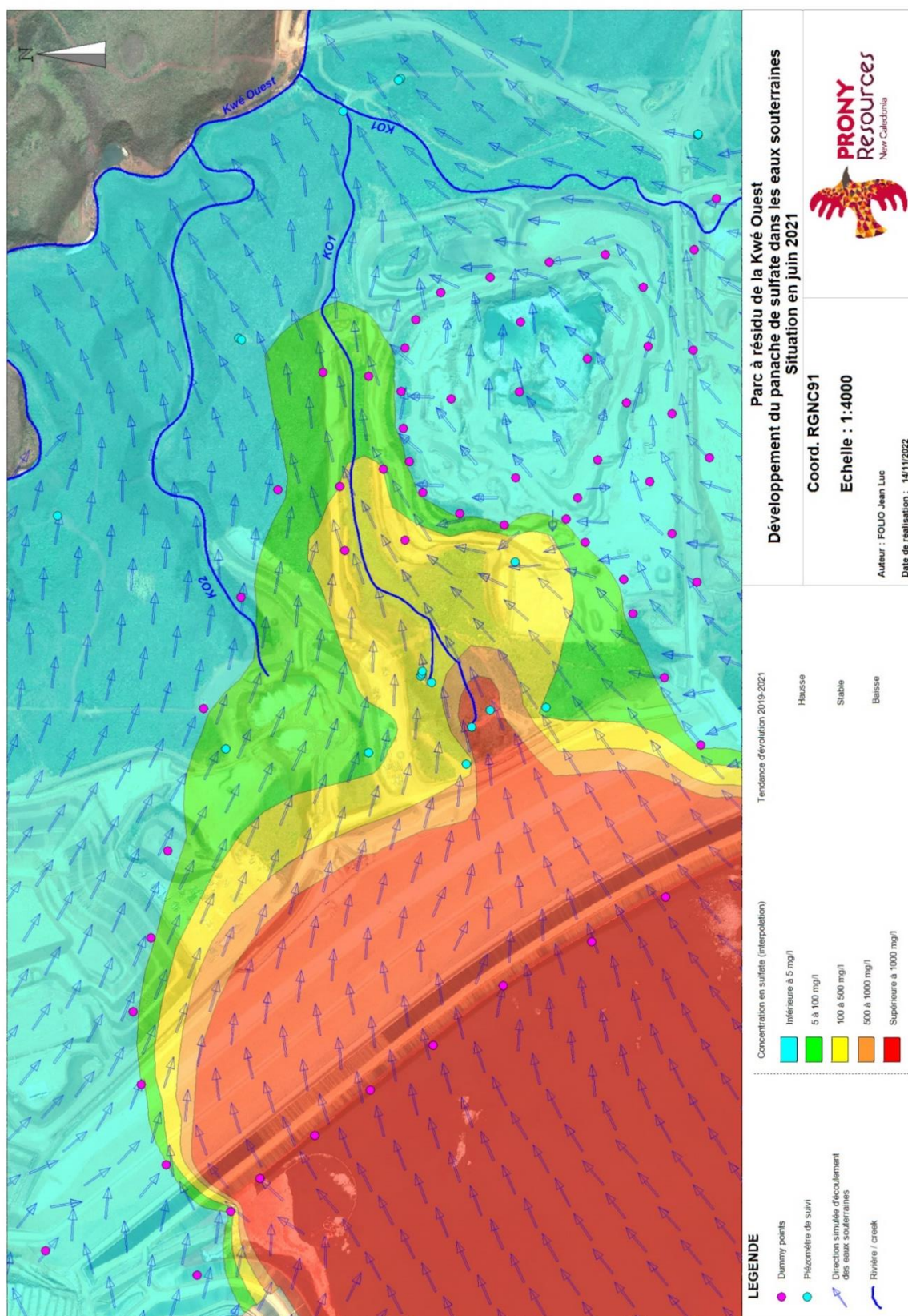


Illustration 39 - Carte du panache de sulfate dans l'aquifère principal en aval du parc à résidu KO2 en juin 2021- Contours obtenus par interpolation des concentrations mesurées au droit des piézomètres et des valeurs des « dummy points » (source : [18])

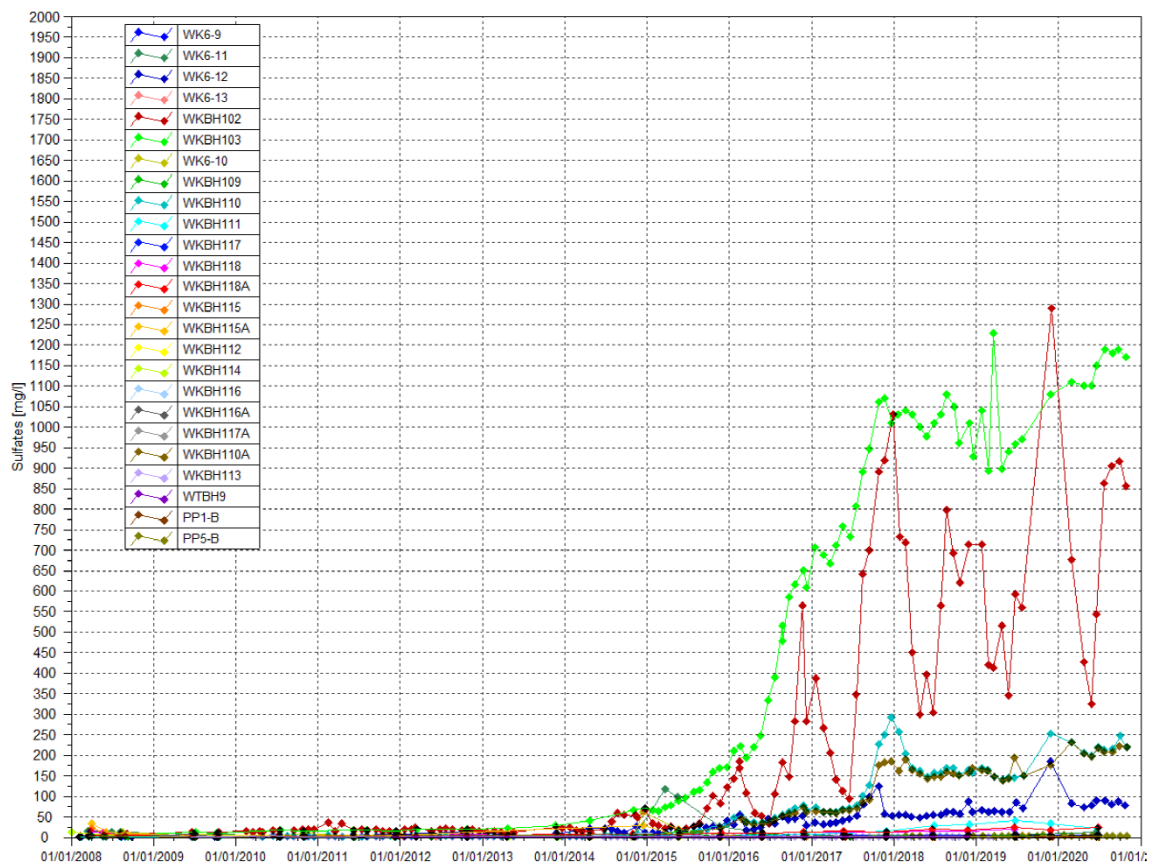


Illustration 40 - Evolution des teneurs en sulfates en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillance captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20])

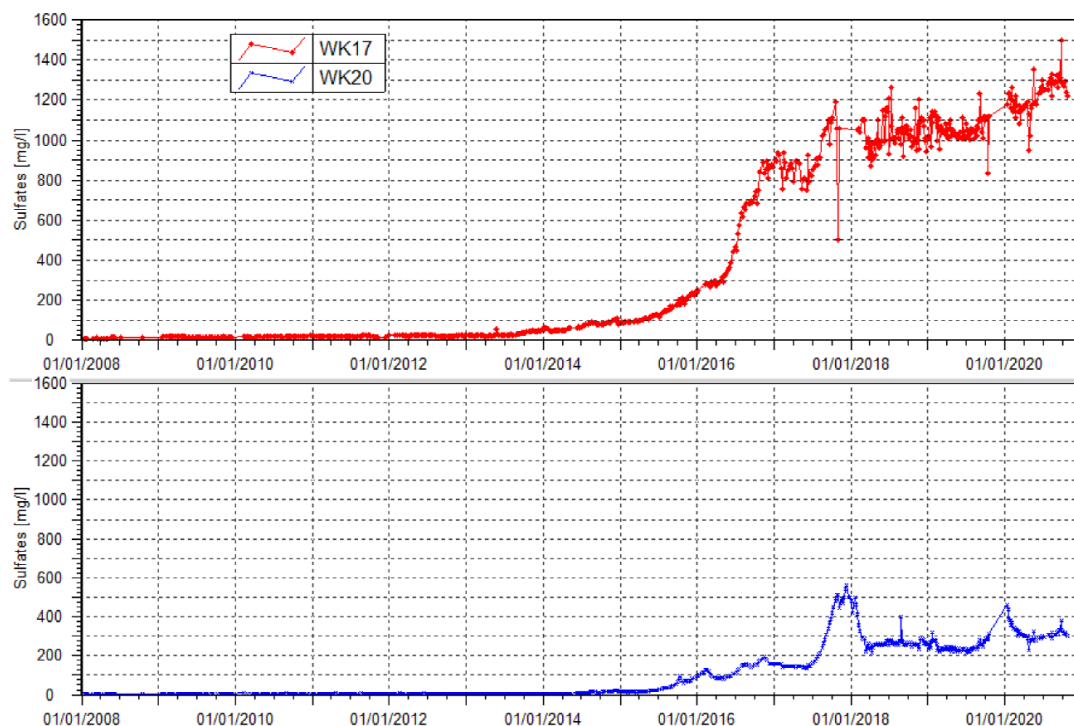


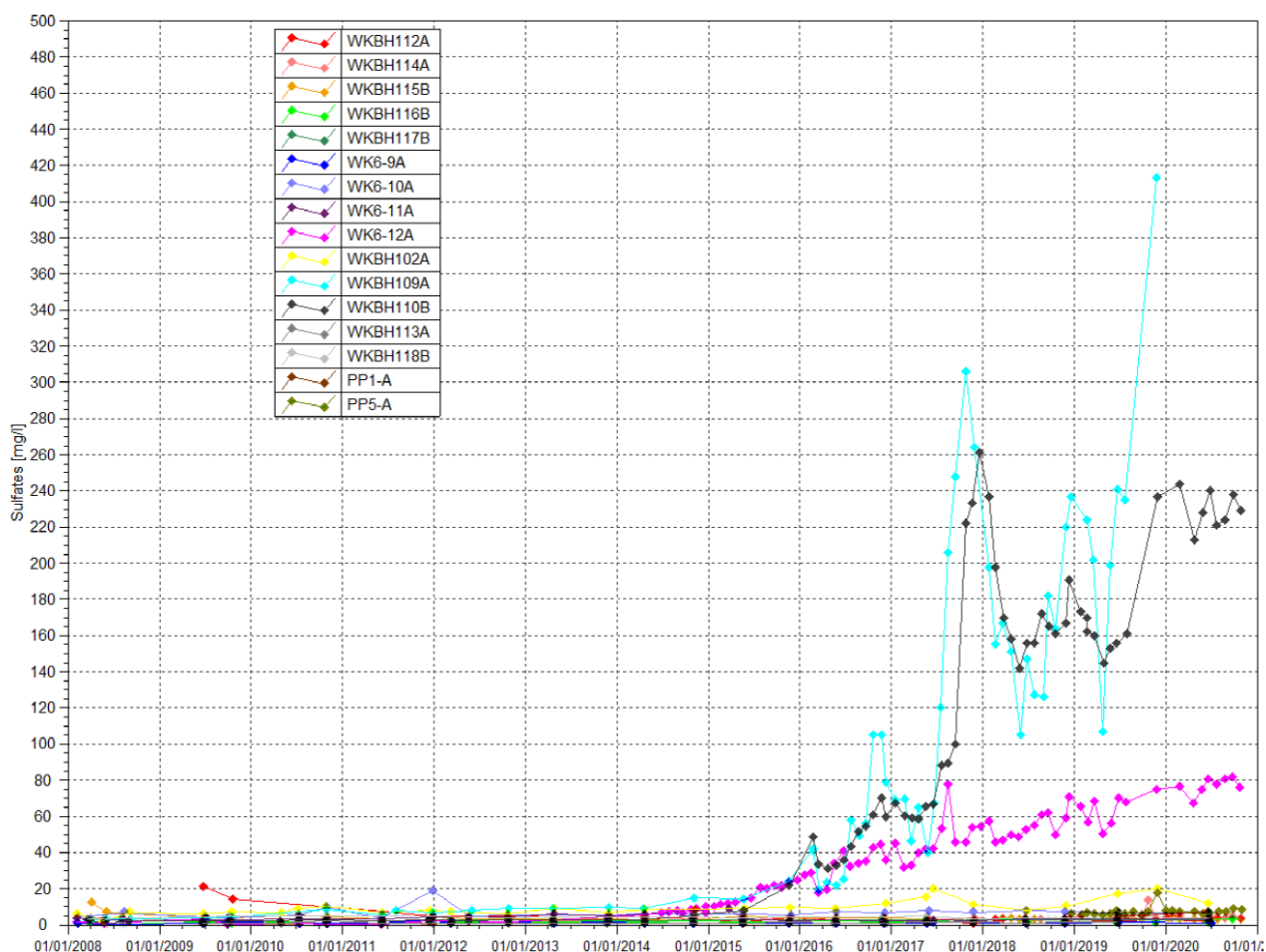
Illustration 41 - Evolution des teneurs en sulfates en fonction du temps au droit des 2 sources naturelles émergeant en aval immédiat (WK17) et aval proche (WK20) du bassin à résidu (source : [20])



Dans les eaux de l'aquitard latéritique, les teneurs en  $\text{SO}_4$  sont inférieures d'un ordre de grandeur aux teneurs maximales mesurées dans les eaux de l'aquifère principal (Illustration 42).

Seule une augmentation progressive des concentrations est observée depuis 2014 au droit du piézomètre WK6-12A (80 mg/l en 2020 ; groupe A), amenant à un dépassement de la valeur seuil (12 mg/l). Cette tendance demeure, jusqu'en juin 2016, similaire à l'augmentation observée au droit des piézomètres WKBH109A (jusqu'à 410 mg/l en 2019) et WKB110B (230 mg/l), appartenant tous deux au groupe B (plus en aval) du réseau de suivi de l'aquifère principal.

Les concentrations en  $\text{SO}_4$  restent inférieures à la valeur seuil établie dans les eaux souterraines de l'aquitard au droit des piézomètres du groupe B et C en 2020.



*Illustration 42 - Evolution des teneurs en sulfates en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquitard latéritique en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20]). Les piézomètres WKBH109A et WKB110B sont implantés dans l'aquifère principal : leur présentation sur le graphique résulte d'une erreur d'affectation dans le rapport de surveillance.*

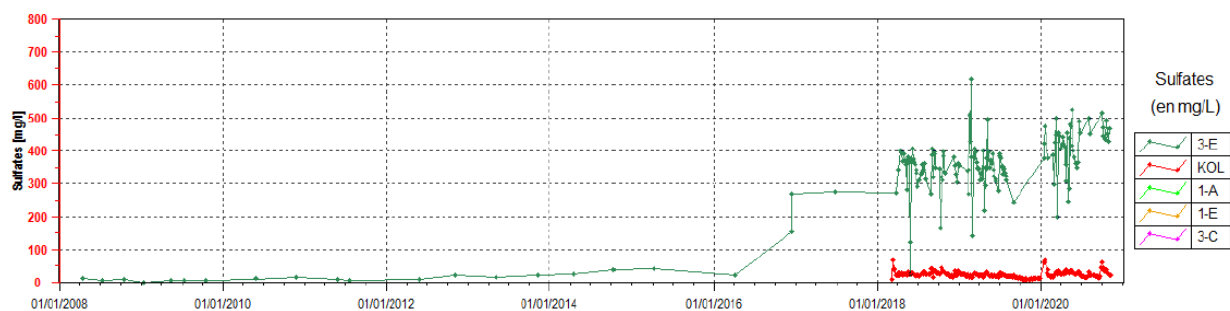


Illustration 43 – Evolution des teneurs en sulfates en fonction du temps au droit des 2 stations de surveillance de la Kwé Ouest situé en aval proche du bassin à résidu. (Source : [19])

Le suivi des concentrations dans les eaux souterraines révèle des teneurs en  $\text{SO}_4$  équivalentes ou proche du fond géochimique dans l'aquitard et l'aquifère principal au droit des piézomètres du groupe C, excluant à ce jour une détection du front du panache dans les eaux souterraines avant l'arrivée dans la rivière Kwé.

Toutefois les chroniques de concentrations suivies depuis les stations de surveillance situées le long de la Kwé Ouest montrent une augmentation des concentrations en  $\text{SO}_4$  depuis 2016 (Illustration 43). Les teneurs en  $\text{SO}_4$  au niveau des stations 3-E et KOL (Illustration 30) dépassent la valeur seuil établie à 5 mg/l dans les eaux de surface (Tableau 3), avec des concentrations moyenne respectives de 418 mg/l et 27 mg/l en 2020 [19]. La chronique existante à la station 3-E révèle une augmentation significative ( $> 250$  mg/l) des teneurs en fin d'année 2016, teneurs qui semblent augmenter par palier de 100 mg/l au cours des années suivantes.

Le rapport public de l'Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie (OÉIL) a identifié la problématique dans la synthèse annuelle des résultats des suivis environnementaux de 2018 [21]. Les auteurs attribuent principalement cette perturbation de l'eau de la Kwé Ouest aux eaux émergentes des sources WK17 et WK20, qui sont alimentées par les eaux souterraines impactées par le panache en provenance du bassin à résidu (Illustration 43). Ces deux sources WK17 et WK20 sont considérés comme les principaux points d'alimentation du cours d'eau qui rejoint la Kwé Ouest en aval de la station 3-E (Illustration 30). La qualité de l'eau de ce cours d'eau fait l'objet d'un suivi en aval des sources WK17 et WK20 depuis 2018 au droit de la station WK17-20. Bien que mentionné dans le rapport annuel de Prony 2020 (page 42 dans [20]), aucune chronique de concentrations n'est illustrée pour la station de surveillance WK17-20 dans le rapport annuel 2020. D'après le rapport annuel de 2019 [22], les concentrations en  $\text{SO}_4$  varient entre 250 et 550 mg/l selon les saisons (Illustration 44). Ces concentrations restent cohérentes avec la gamme de concentrations en  $\text{SO}_4$  mesurées depuis la station 3-E dans la Kwé en 2018 et 2019.

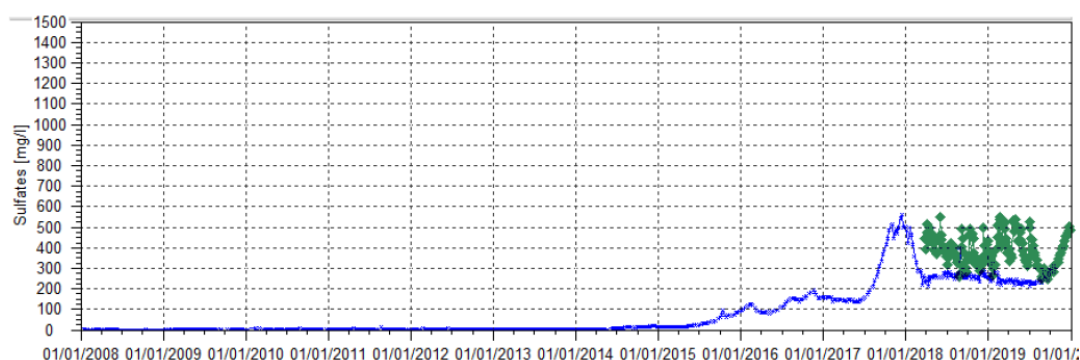


Illustration 44 - Concentration en sulfates de l'eau émergente à la source WK-20 (bleu) et de l'eau de surface à la station WK17-WK20 (vert) (source : [22])

### 3.3.6. Composition du panache

#### Commentaires BRGM

La majorité des éléments identifiés par le BRGM parmi les documents fournis par Prony sont issus d'études visant essentiellement à évaluer les transferts de solutés dans les eaux souterraines et dans la Kwé ouest, à partir de solutions analytiques et de simulations de transport. La revue bibliographique des documents consultés ne permet donc pas d'identifier d'étude clé définissant la composition précise du panache en provenance du parc KO2 dans les eaux souterraines.

Le choix des paramètres sélectionnées dans le cadre des études d'impact du projet Lucy sur la qualité des eaux souterraines constitue le seul élément de réponse identifié dans les documents versés au dossier d'expertise. Bien que théoriques, ces éléments ont été considérés par Prony comme susceptibles de perturber la qualité des eaux de l'hydrosystème. A ce titre, deux études indépendantes ont simulé l'évolution des concentrations au cours du temps en intégrant plusieurs éléments chimiques autres que les concentrations en  $\text{SO}_4$ .

La première étude, intitulée « *Analyse des effets potentiels du projet de stockage de résidu asséché sur la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest* » dans le cadre de la DAEIC de 2016, Prony [9] a retenu les  $\text{SO}_4$ , Mg, Ca, Cl, Na et Mn comme substances d'étude. Cette sélection repose sur les fortes concentrations observées dans l'eau interstitielle des résidus humides (Tableau 5) par rapport aux valeurs seuils du fond géochimique dans les eaux souterraines (Tableau 3). En complément le Ni, Co et Cr ont été intégrés à l'étude [9], en raison de leurs concentrations bien supérieures aux limites de quantification dans l'eau de constitution des résidus humides produits sur la période janvier 2015 – juin 2016 (Tableau 5).

Les éléments retenus correspondent d'une part aux éléments les plus concentrés dans l'eau de constitution du résidu humide (Tableau 5), et d'autre part aux éléments dont le ratio entre la concentration dans l'eau de constitution et le seuil d'écotoxicité (défini de la littérature par Prony) étaient les plus forts. Selon les seuils d'écotoxicité utilisés – point qui constitue l'objet de la question 4 de la présente expertise – le ratio des différents éléments implique de considérer, par ordre de priorité, l'évolution des concentrations en  $\text{Ni} > \text{Mn} > \text{SO}_4 > \text{Mg} > \text{Co} > \text{Cl} > \text{Cr}$ . Le Cr a été conservé dans la liste des éléments à étudier car cet élément est susceptible d'évoluer en Cr hexavalent Cr(VI) qui est classé comme cancérigène et mutagène pour la biosphère.

La seconde étude, intitulée « *simulation des impacts hydrogéologiques des aménagements – Projet Lucy. Impact du projet sur la qualité des eaux souterraines* » [4], se focalise sur le devenir des concentrations en  $\text{SO}_4$ , Mn et Cr (Illustration 45) sur la base des différentes composantes du projet Lucy.

On notera que ces simulations de transport considèrent chacun de ces éléments comme des traceurs parfaits, excluant donc tout abattement des concentrations des métaux liés aux interactions eau-roche (processus de sorption, précipitation minérale) indépendamment de la nature de l'élément chimique considéré.

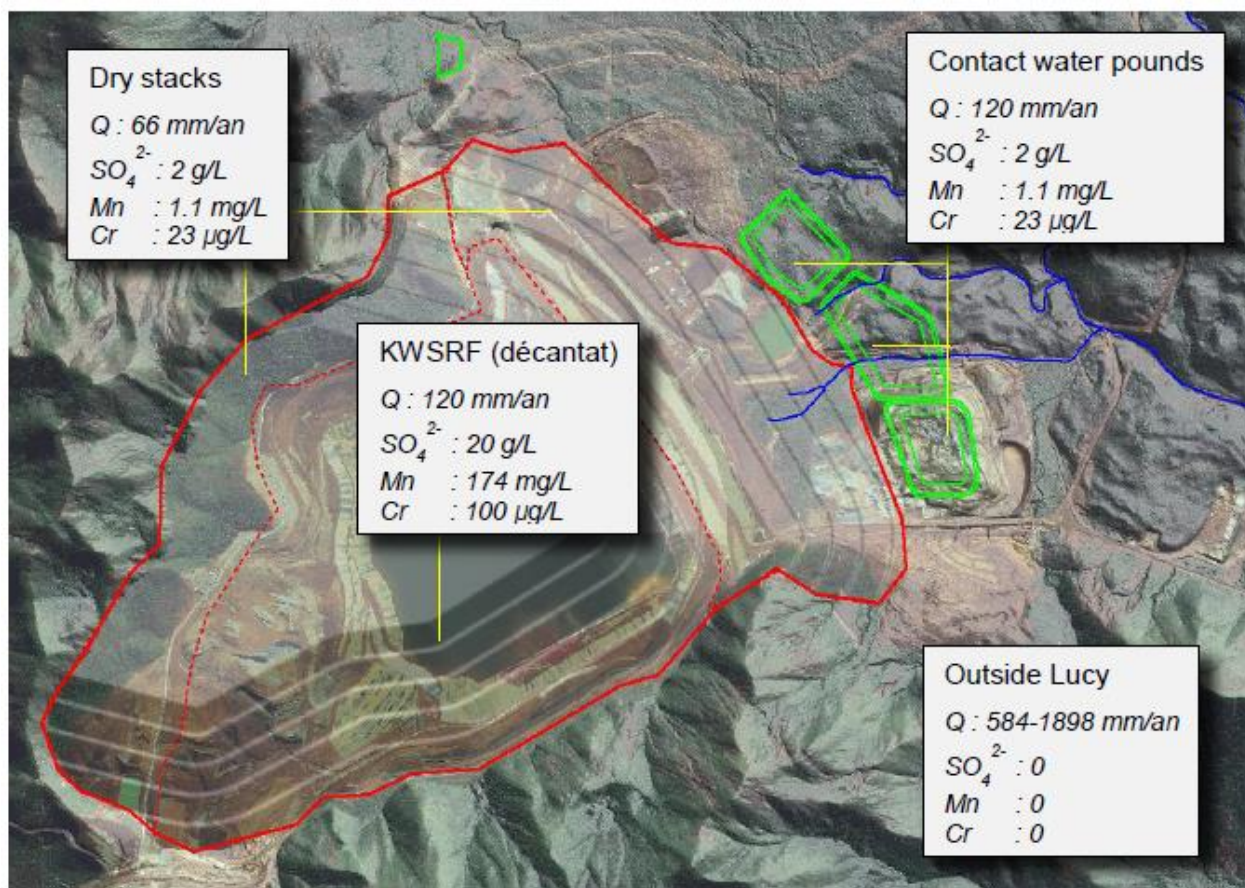


Illustration 45 - Composante du projet Lucy pouvant avoir un impact sur la qualité des eaux souterraines (source : [4])

### Commentaire BRGM

En vue d'apporter des éléments complémentaires concernant la composition des substances constituant le panache engendré par le bassin à résidus humides sur l'hydrosystème, sur la base de données issues d'analyses, le BRGM a intégré des documents supplémentaires à l'expertise, à savoir les rapports annuels de surveillance, ainsi que le rapport public de l'Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie [21], transmis par PRONY dans le cadre d'autres expertises, documents considérés comme pertinents pour traiter la question posée. La méthode appliquée par le BRGM et les résultats permettant de compléter la réponse à la question sont présentés ci-après.

Les connaissances de l'étendue du panache, acquises principalement à partir des concentrations en SO<sub>4</sub>, désignent les piézomètres WKH102 et WKB103, ainsi que la source WK17, comme des points de contrôle clés pour étudier la composition du panache dans les eaux souterraines. Les chroniques de concentrations, présentées dans le rapport annuel des campagnes de suivi menées par Prony [20], mettent en évidence de plus fortes concentrations en Mg (Illustration 46) et dans une moindre mesure en Cl (Illustration 48) dans l'aquifère principal au droit de ces deux piézomètres ainsi que dans l'eau de la source (Illustration 47). L'augmentation progressive et la variabilité saisonnière des concentrations en Mg et Cl semble reproduire de manière synchrone l'évolution des teneurs en SO<sub>4</sub> au cours du temps (Illustration 40), suggérant une origine commune, propre au panache en provenance du parc KO2.



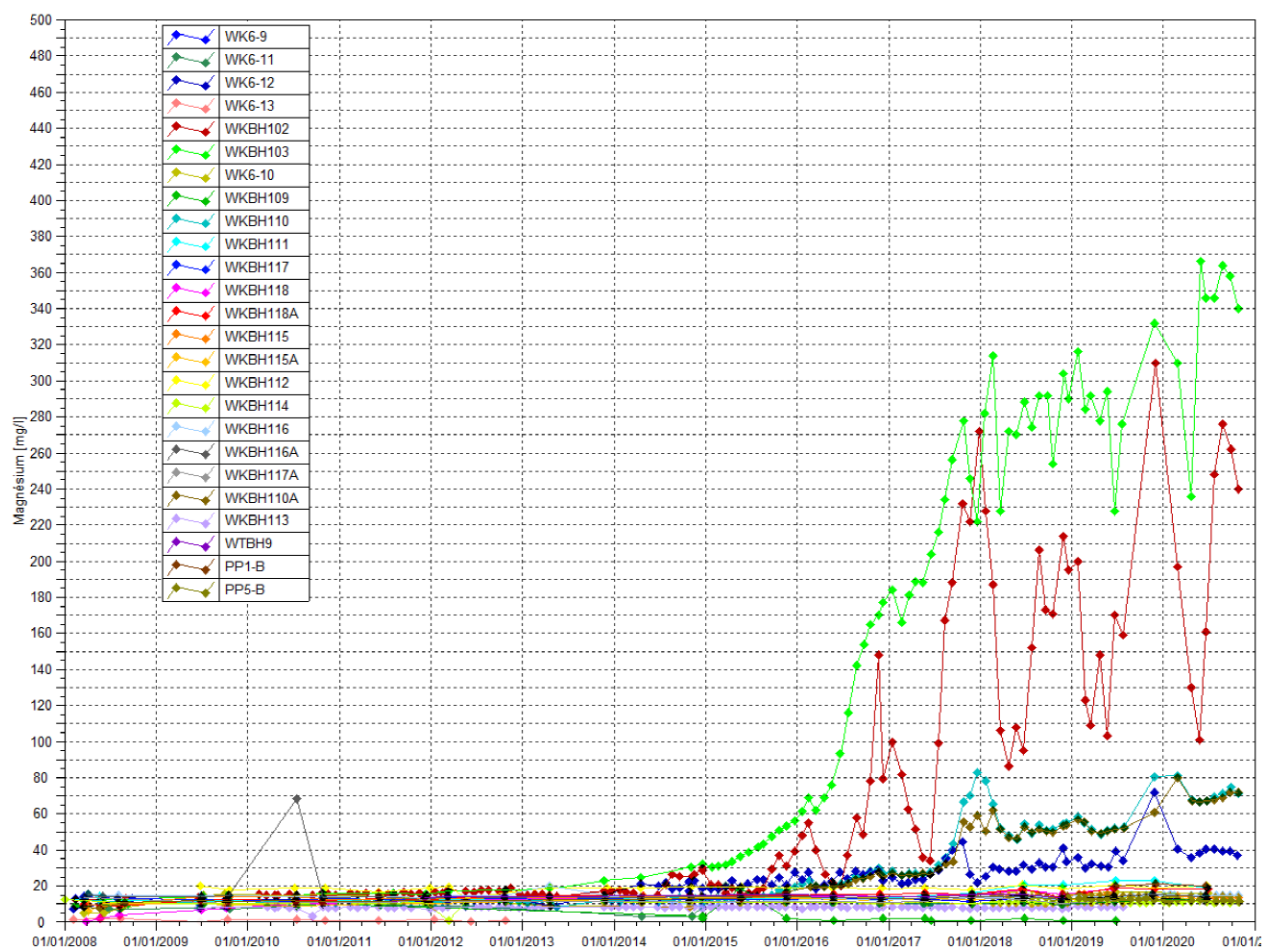


Illustration 46 – Evolution des teneurs en magnésium en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20])

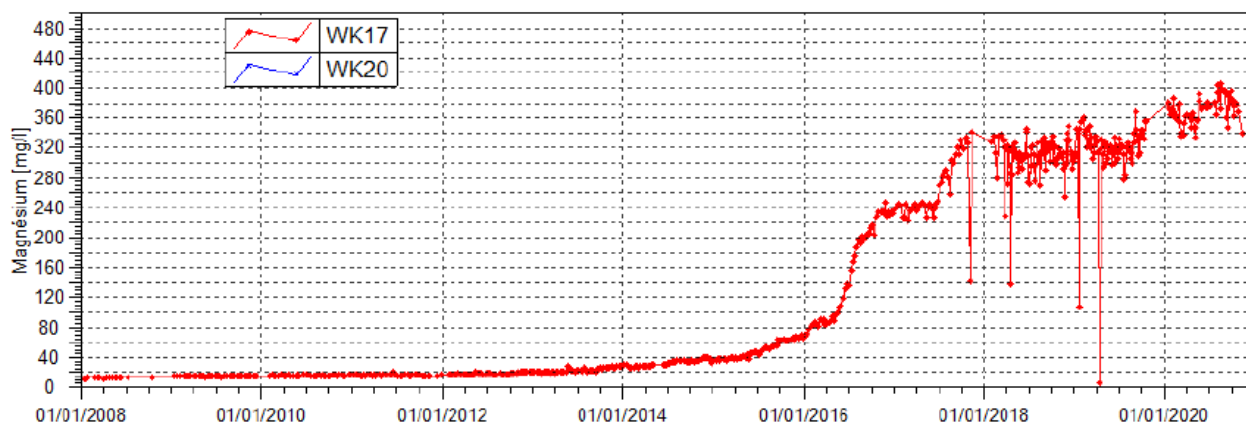
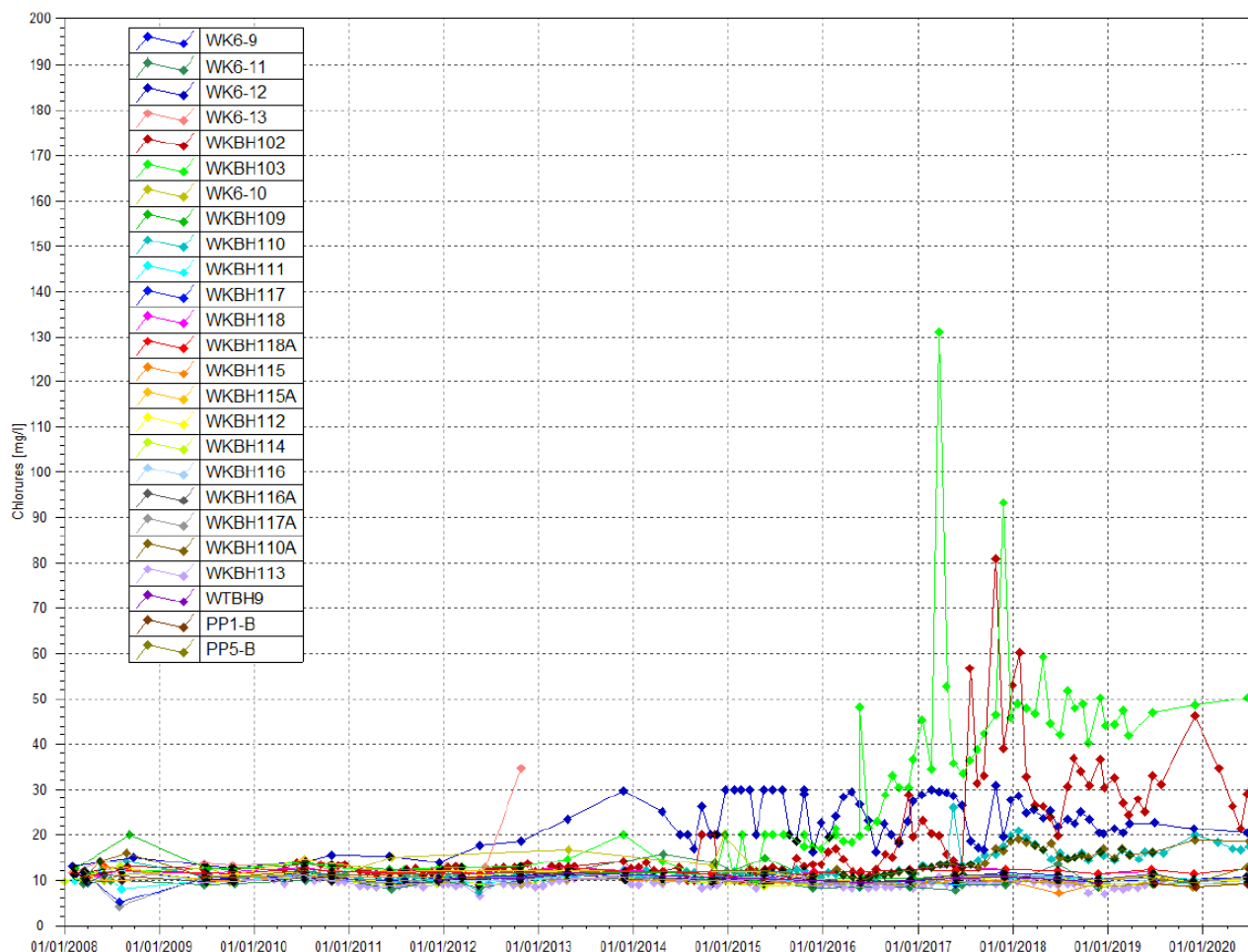


Illustration 47 – Evolution des teneurs en magnésium en fonction du temps dans l'eau de la source WK17 (Source : [20])





*Illustration 48 – Evolution des teneurs en chlorures en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20])*

Le rapport annuel 2020 [20] ne présente pas les chroniques des concentrations de l'ensemble des éléments analysés dans les eaux souterraines dans le cadre réglementaire. Parmi les quelques éléments supplémentaires pour lesquelles les chroniques sont présentées (Ni, Mn et  $\text{NO}_3$ ), les concentrations en nickel sont globalement plus élevées que le fond géochimique défini (0,002 mg/l ; Tableau 3) de l'aquifère principal au droit de nombreux piézomètres surveillances (Illustration 49), incluant des piézomètres non affectés par le panache riche en  $\text{SO}_4$ . Une augmentation progressive des concentrations en Ni se distingue toutefois au droit des deux piézomètres WKH102 et WKB103 depuis 2016. Une tendance identique est également observée dans l'évolution des concentrations en Ni dans l'eau de la source WK17 (Illustration 50), suggérant l'hypothèse d'un possible enrichissement synchrone en Ni en aval immédiat de la berme au niveau de la zone de l'axe de convergence des eaux souterraines. L'enrichissement local en Ni semble à associer au panache en provenance du parc à résidu.

Les concentrations en  $\text{NO}_3$  sont également supérieures au fond géochimique (0,9 mg/l ; Tableau 3) au droit des deux piézomètres (Illustration 51). Toutefois, de plus fortes concentrations en  $\text{NO}_3$  sont observées au droit du piézomètre WK6-12, situé au pied de la berme et non loin du piézomètre WKB103 (Illustration 30). La proximité du piézomètre WK6-12 avec la carrière Audemard, dont l'exploitation a impliqué l'usage d'explosifs composés de nitrate d'ammonium [21], ne permet pas d'attribuer de façon certaine l'enrichissement en  $\text{NO}_3$  observé au droit des piézomètres WKH102 et WKB103 au panache en provenance du parc KO2.

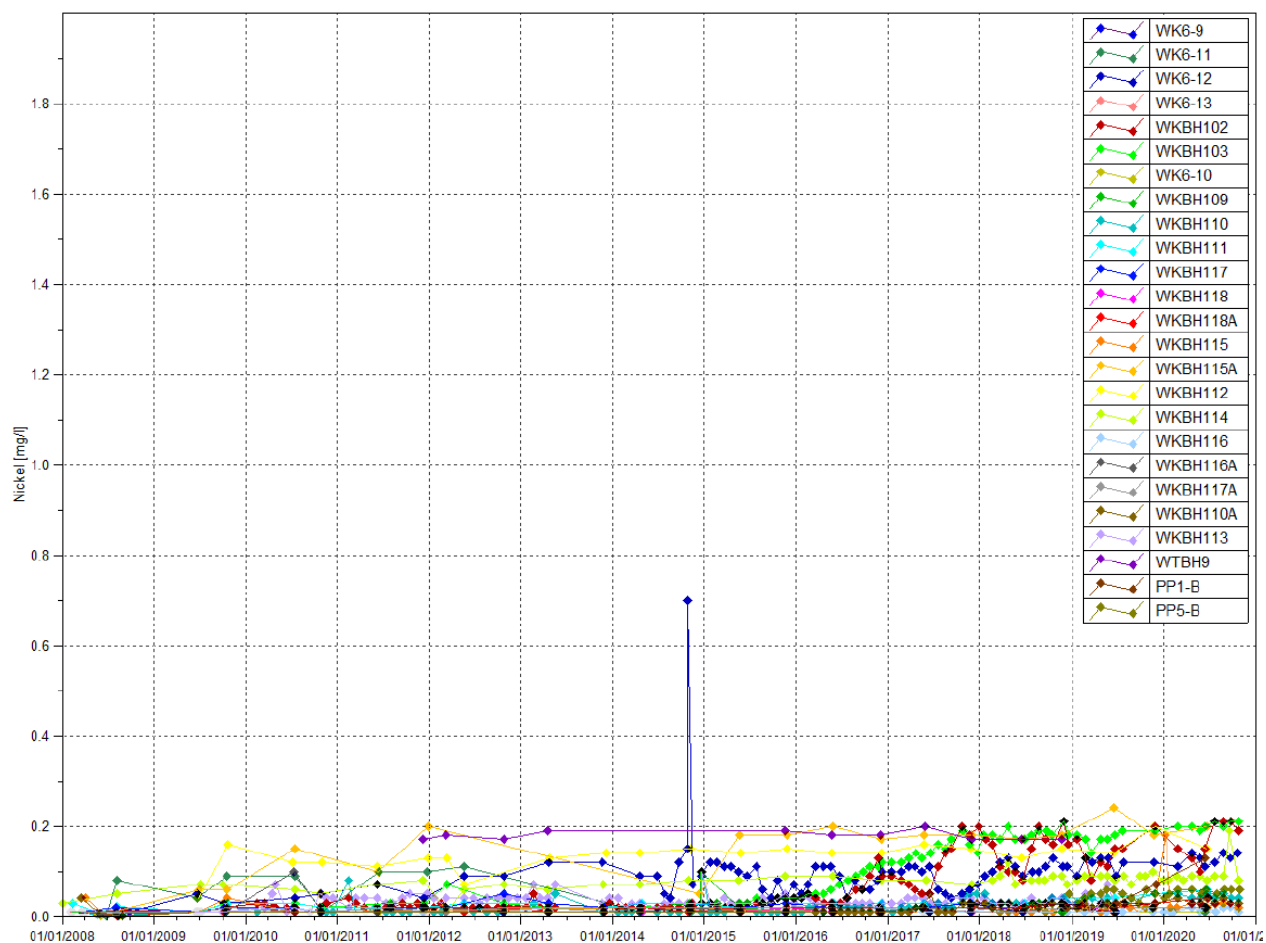


Illustration 49 – Evolution des teneurs en nickel en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillances captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20])

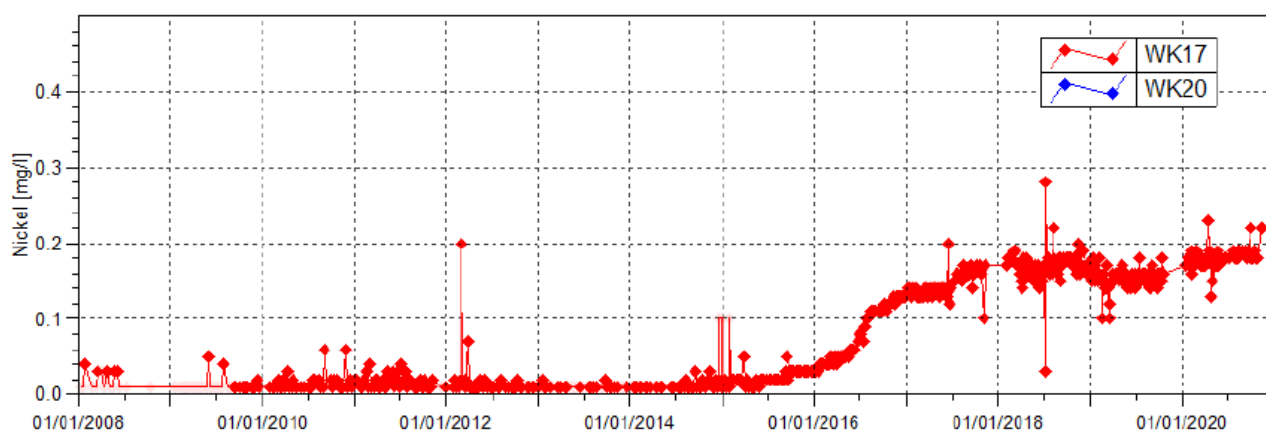


Illustration 50 – Evolution des teneurs en nickel en fonction du temps dans l'eau de la source WK17 (source : [20])

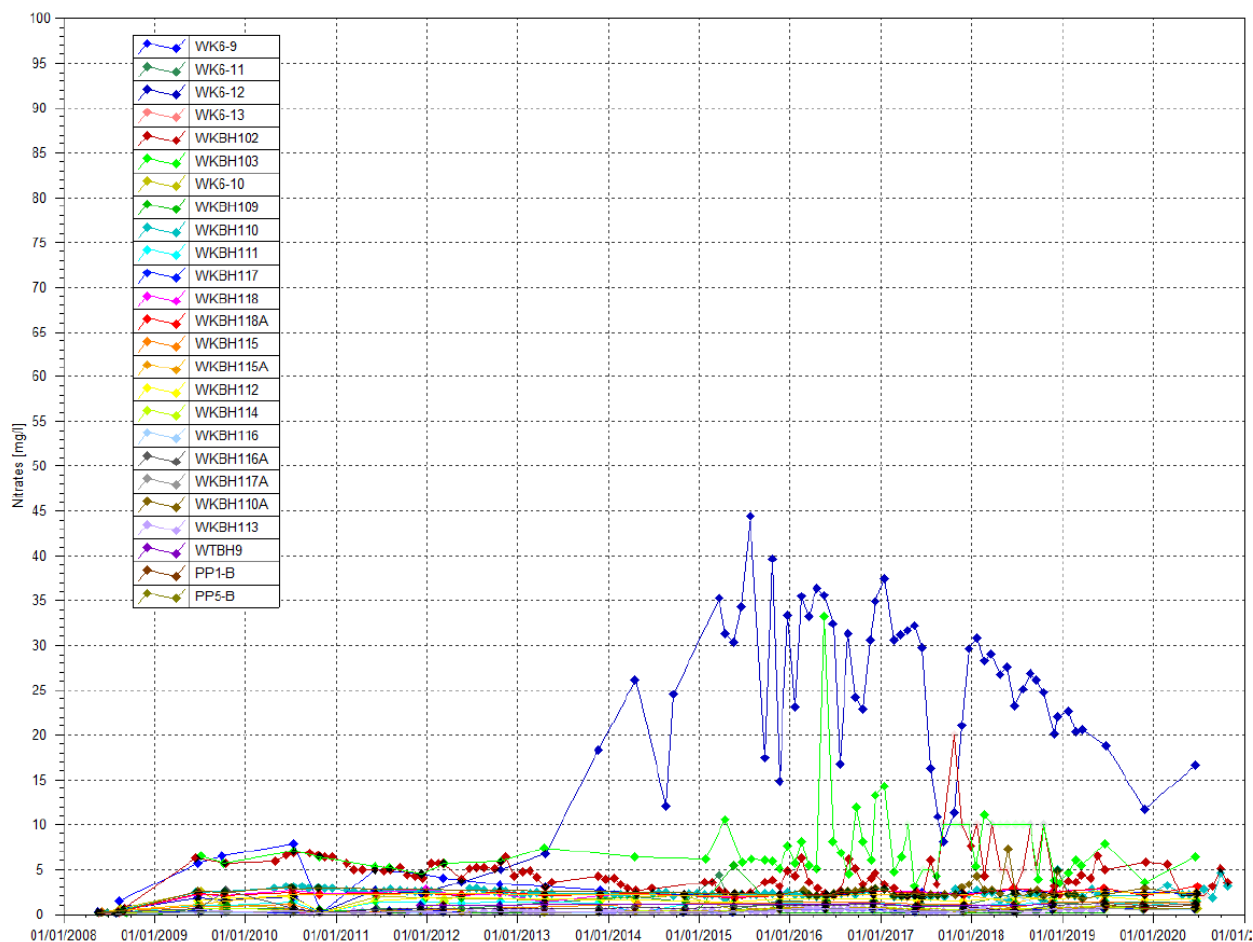
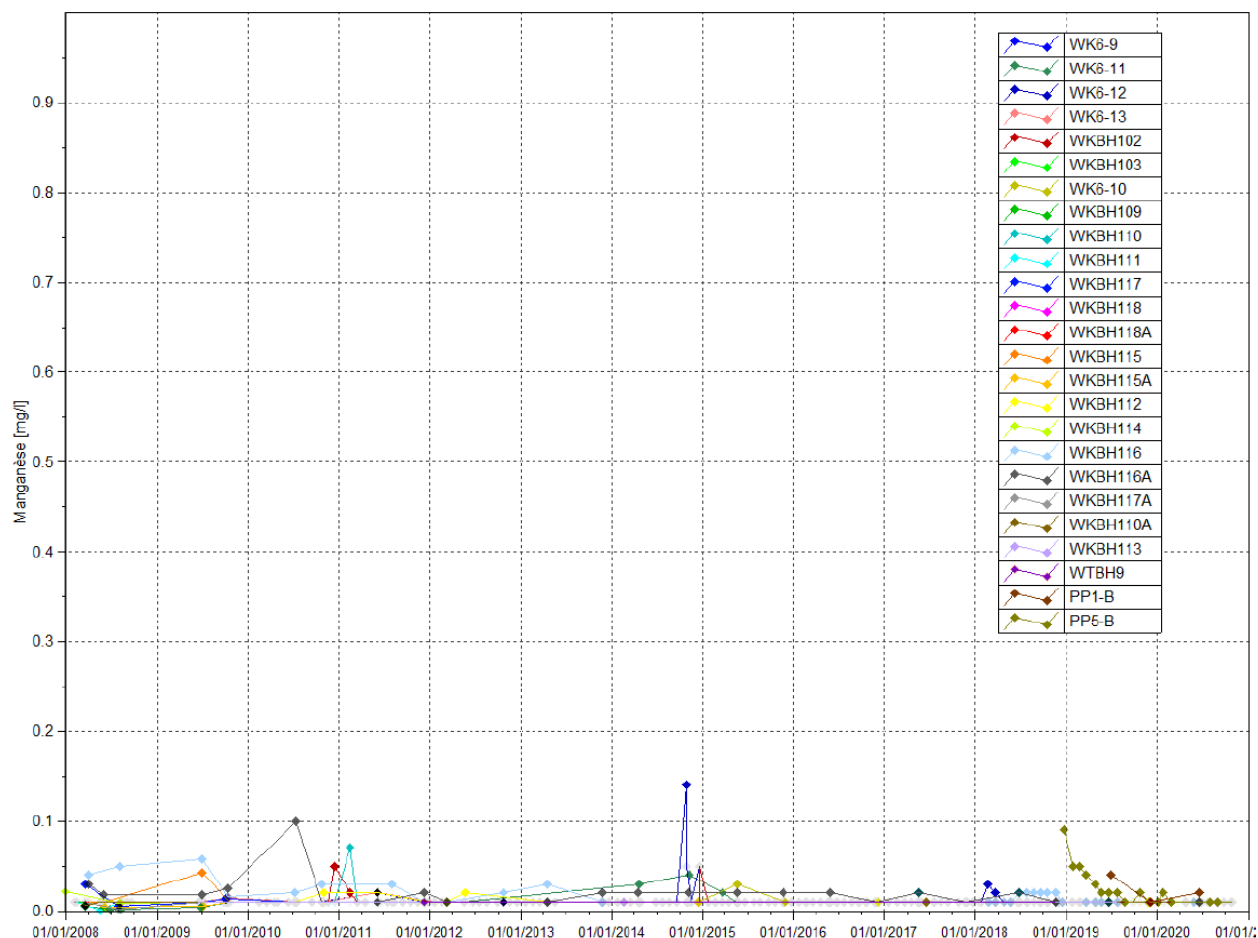


Illustration 51 – Evolution des teneurs en nitrate en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillance captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20])

Les concentrations en Mn demeurent faibles (< 0,37 mg/l – fond géochimique) dans l'aquifère principal (Illustration 52), confirmant la forte capacité de piégeage du Mn dans les latérites.



*Illustration 52 – Evolution des teneurs en manganèse en fonction du temps au droit des piézomètres de surveillance captant l'aquifère principal en aval hydraulique de la berme : groupes de piézomètres A, B et C (source : [20])*

En complément des données de suivi consultables, le rapport de l'Observatoire de l'Environnement en Nouvelle-Calédonie mentionne des concentrations relativement élevées en Na au droit de ces deux piézomètres et de la source WK17 [21]. L'historique des différents rapports annuels de surveillance consultés permet d'établir que l'évolution des concentrations en Na et en Cr constitue deux indicateurs de surveillance – au même titre que les  $\text{SO}_4$ , Mg,  $\text{NO}_3$  et Mn – dans la cadre de la qualité des eaux souterraines jusqu'en 2012 [15]. Depuis cette date, les tendances des concentrations en Na et en Cr dans l'aquifère principal ne peuvent plus être discutées, les chroniques de ces deux éléments n'étant plus présentées dans les rapports annuels de suivi [20]. On note toutefois, pour les concentrations en Cr dans l'eau de la source WK17, une faible augmentation des concentrations depuis 2016 pour atteindre une valeur moyenne de 30  $\mu\text{g/l}$  en 2020 (Illustration 53). La tendance de la chronique du Cr rappelle également l'évolution temporelle des concentrations en Ni (Illustration 50), suggérant un apport en Cr par le panache en aval immédiat de la berme dans la zone de l'axe de convergence des eaux souterraines.

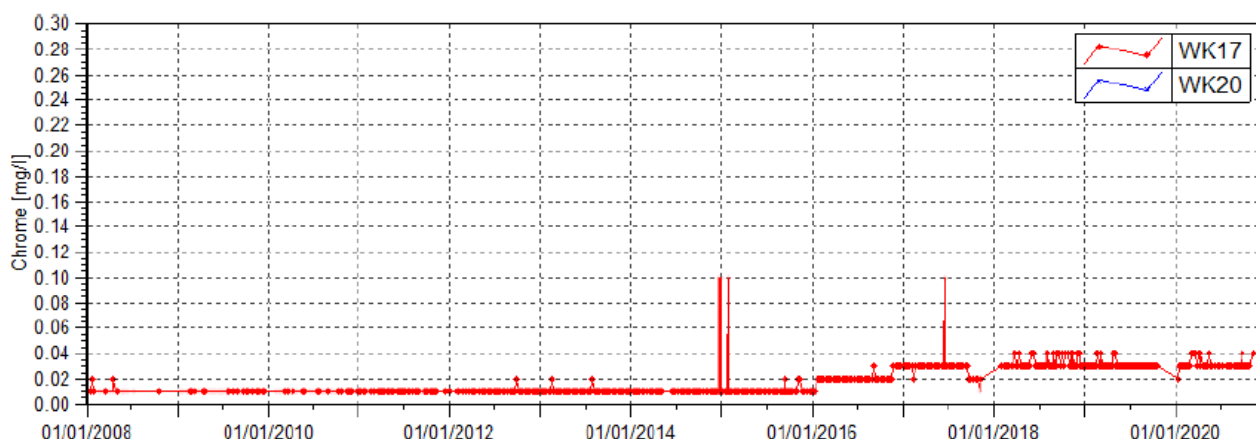


Illustration 53 – Evolution des teneurs en chrome en fonction du temps dans l'eau de la source WK17  
(source : [20])

### 3.4. Avis du BRGM

#### 3.4.1. Extension actuelle exacte du panache

Selon les informations figurant dans les documents versés au dossier d'expertise, l'évaluation de l'étendue du panache la plus actualisée repose sur l'état photographique des gammes de concentrations en  $\text{SO}_4$  dans l'aquifère principal (Illustration 36) et l'aquitard latéritique (Illustration 37) en mai 2016. Une perturbation géochimique est considérée dans les eaux souterraines lorsque les concentrations en  $\text{SO}_4$  dépassent les concentrations maximales naturelles possibles (valeurs seuils) caractérisées à partir de l'étude du fond géochimique. Les valeurs de centile 90 ont été retenues pour définir cette valeur seuil, qui est établie pour les  $\text{SO}_4$  à 7 mg/l dans l'aquifère et 12 mg/l dans l'aquitard (Tableau 3).

Le choix d'utiliser les concentrations en  $\text{SO}_4$ , seul élément chimique ayant fait l'objet d'une caractérisation spatiale dans les eaux souterraines par Prony, pour étudier l'extension du panache est approprié dans le contexte de l'hydrosystème du plateau de Goro :

- D'une part, les éléments majeurs sont plus légitimes que les métaux de transitions (Mn, Ni, Cr, Co) à être considérés comme des traceurs quasi-parfait.
- D'autre part, la faible minéralisation naturelle des eaux de l'hydrosystème amène à travailler avec des valeurs seuils dont les concentrations sont très faibles en comparaison des teneurs observées des eaux interstitielles composant les résidus humides stockés dans le parc à résidus.

L'amplitude des écarts de concentrations entre les eaux naturelles et l'eau interstitielle des résidus humides, permet de classer les éléments majeurs par ordre de pertinence. Selon le contenu des documents mis à disposition, les eaux interstitielles présentent des concentrations significativement supérieures en  $\text{SO}_4$  (4 ordres de grandeur), en Mg (3 ordres de grandeur), en Ca (2 ordres de grandeur), en Na (1 ordre de grandeur) et en Cl (0,5 à 1 ordre de grandeur).

Bien que les concentrations en  $\text{SO}_4$  puissent être naturellement régulées par certains équilibres eaux-roches (ex : précipitation de minéraux sulfatés), la très forte amplitude de l'écart de concentration entre les deux types d'eau justifie de privilégier leur usage pour délimiter l'étendue générale du panache minéralisé dans l'hydrosystème.

Ce panache, attribué au bassin à résidus humides, se propage en aval hydraulique de la berme suivant l'axe de convergence des eaux souterraines dans le sous bassin KO2 identifiable par la



présence des sources WK17 et WK20 (résurgences d'eau souterraines). Les propriétés hydrodynamiques de l'aquifère principal favorisent la propagation du panache de  $\text{SO}_4$  dans le bassin versant de la Kwé Ouest. Ce panache présente une large extension latérale dans l'aquifère principal de part et d'autre de l'axe de convergence des eaux souterraines en aval immédiat de la berme (Illustration 36 ; Illustration 39). Ce panache est mis en évidence :

- Entre les piézomètres WK 6-11 et WK6-12 pour les piézomètres du groupe A.
- Entre les piézomètres WKBH 114 et WKB 109 pour les piézomètres du groupe B.

La zone de l'aquifère principal exposée aux concentrations en  $\text{SO}_4$  le plus élevées, désignée comme le cœur du panache, se situe au niveau de l'axe de convergence des eaux souterraines, au pied de la berme (source WK17 et des piézomètres voisins WKH102 et WKB103). Le front de ce panache dans le bassin versant de la Kwé ouest n'est pas détecté dans l'aquifère principal au droit du groupe de piézomètres C, situé à 500 m de la berme.

Toutefois, les piézomètres des groupes B et C étant distants de plusieurs centaines de mètres, le réseau actuel d'ouvrages de surveillance ne permet pas de définir précisément la localisation du front du panache dans l'aquifère. Cette limite dans le réseau d'ouvrage de surveillance, imposée en partie par les contraintes opérationnelles de la carrière de l'Audemard au début de la surveillance, ne permet de localiser le front du panache qu'entre les piézomètres WKBH110 et WKBH115 ou WKBH116.

Ces résultats sont cohérents avec les prédictions qualitatives de modélisation développées suivant une approche sécuritaire (ex : Illustration 34) ainsi qu'avec les résultats récents d'interpolation de la propagation spatiale du panache (Illustration 39). Seule la mise en place de piézomètres supplémentaires dans la zone de transition, séparant les piézomètres des groupes B et C, apporterait des éléments de réponse fiables pour répondre plus précisément à la question sur le point spécifique du front du panache dans l'aquifère principal.

A noter qu'en cas de réalisation de piézomètres complémentaires, les informations alors acquises contribueraient également à mieux caler les modèles de transport visant à reproduire et prédire le devenir du panache dans les aquifères au cours du temps.

Les propriétés hydrodynamiques de l'aquitard étant moins favorables à la propagation du panache, ce dernier est essentiellement observé au pieds de la berme WK6-12 (groupe A). A ce jour, les sources WK17 et WK20 (principaux points d'alimentation de ce cours d'eau), dont les eaux émergentes sont particulièrement affectées par le panache, et le cours d'eau résultant en aval, constituent les principaux points de contamination observés dans les eaux de surface entre la berme et la Kwé ouest (Illustration 38). Selon ce même schéma conceptuel de l'hydrosystème, il est envisagé que ce cours d'eau, dont la qualité de l'eau est dégradée, recharge partiellement l'aquitard latéritique plus en aval, avant d'alimenter la Kwé Ouest.

Cette hypothèse impliquerait une possible dégradation locale de la qualité des eaux de l'aquitard depuis les berges du cours d'eau.

Dans un contexte de pollution diffuse, présumée non stabilisée depuis le début de la phase de remplissage de l'aire de stockage du parc KO2, une mise à jour annuelle de l'extension du panache est recommandée.

L'intitulé de la question mentionnant une demande sur l'état « actuel » de l'étendue du panache, un état de l'évaluation de la perturbation environnementale a été entrepris par le BRGM dans le cadre de la présente expertise pour la période « automne 2020 », correspondant à la période la plus récente couverte par les suivis de surveillances transmis par Prony. **Les chroniques de données disponibles révèlent une forte hausse générale des concentrations en  $\text{SO}_4$ ,**

**principalement au droit des deux sources et de nombreux piézomètres précédemment mentionnés (WKH102, WKH103, WK6-12, WKBH110, WKBH110A) dans le cadre de l'étendue du panache en mai 2016.**

Si ces résultats ne remettent donc pas en cause les limites spatiales précédemment définies à partir des données de mai 2016, le BRGM précise, qu'au regard des fortes concentrations en sulfate (Illustration 39), le front du panache a progressé dans la zone de transition dépourvue de piézomètres, située entre les piézomètres des groupes B et C. En l'absence de consultation des données brutes récentes (piézomètres C) et/ou de données complémentaires dans la zone de transition, le front du panache en  $\text{SO}_4$  s'établissait, toujours entre les piézomètres WKBH110 et WKBH115 ou WKBH116 dans l'aquifère principal en juin 2021, d'après la carte d'interpolation du panache de sulfate dans les eaux souterraines (Illustration 39) réalisée en 2022 [18].

### **3.4.2. Composition du panache**

A ce jour, aucun des documents consultés ne permet de définir la composition exacte (éléments majeurs, traces et indésirables) du panache observé dans les eaux souterraines. Les rapports annuels de surveillance des eaux souterraines constituent, pour le BRGM, les documents consultés les plus pertinents pour déterminer une composition relative du panache en provenance du parc KO2 (approche qualitative). Les connaissances actuelles de la composition du panache se limitent donc aux quelques éléments majeurs et traces pour lesquels les chroniques de concentration étaient illustrées dans le rapport annuel le plus récent (année 2020), à savoir les concentrations en  $\text{SO}_4$ , Mg, Cl,  $\text{NO}_3$ , Mn, Ni et Cr.

Dans le cadre de cette expertise, le BRGM considère l'évolution temporelle des concentrations mesurées dans les eaux souterraines au droit des piézomètres WKH102 et WKB103 et de la source WK17 comme éléments pertinents pour mener une première estimation de la composition du panache. La sélection de ces points de surveillance est issue des conclusions relatives à l'étendue du panache dans l'aquifère principal, et notamment la présence du cœur du panache au droit de ces 3 points de surveillance. L'évolution synchrone des chroniques de concentrations en  $\text{SO}_4$ , Mg, Cl, Ni et Cr amène à considérer une origine commune à ces éléments chimiques dans les eaux souterraines, origine attribuée au panache en provenance du bassin à résidus. Les concentrations maximales atteinte au droit de ces points de surveillance au cours de l'année 2020 sont estimées à 1 200 mg/l pour les  $\text{SO}_4$ , 370 mg/l pour le Mg, 50 mg/l pour les Cl, 0,2 mg/l pour le Ni et 0,04 mg/l pour le Cr.

Dans le cadre de cette expertise, la composition chimique du panache ne peut être caractérisée qu'à partir des données issues du réseau de suivi réglementaire de la qualité des eaux souterraines en aval de la berme (avant juin 2021). Plus l'amplitude des concentrations entre l'eau de constitution du résidu humide et les eaux souterraines sont faibles pour un élément donné, plus il apparaît difficile de détecter une évolution de la concentration de l'élément dans les chroniques.

Pour les éléments majeurs, tels que les  $\text{SO}_4$ , Mg et Cl, les chroniques de concentrations témoignent d'une évolution à la hausse significative des concentrations dans les eaux souterraines, qui est attribuable à la propagation du panache dans l'aquifère principale en aval de berme.

En dépit de l'augmentation des concentrations en Cr depuis 2016, les concentrations maximales mesurées au niveau de la source WK17 n'excèdent pas la valeur seuil de référence (0,47 mg/l) du fond géochimique des eaux de l'aquifère principal. Le Cr n'est donc pas considéré comme dégradant actuellement la qualité des eaux souterraines, bien que l'augmentation progressive des concentrations puisse être une préoccupation à court et moyen termes.

En l'absence de valeur seuil établie à partir du fond géochimique pour le Ni (Tableau 3), il n'est pas possible, à ce jour, de statuer avec certitude du niveau d'altération de la qualité des eaux induit par les concentrations en Ni observées au sein panache dans l'aquifère principal.

Ce point souligne l'importance d'établir une connaissance du fond géochimique complète et fiable pour l'ensemble des éléments chimiques. La liste de substances composant le panache reste donc non-exhaustive à ce jour.

### 3.5. RECOMMANDATIONS

La caractérisation de l'extension du panache a mis à jour une limite majeure dans le réseau actuel de surveillance des eaux souterraines, à savoir la distance de plusieurs centaines de mètres entre les piézomètres du groupe B, où le panache est détecté depuis 2016, et les piézomètres du groupe C, où le panache ne semble pas détecté durant l'automne 2020. Cette distance contraint à situer la zone du front du panache entre deux paires de piézomètres très éloignés l'un de l'autre. Pour déterminer l'emplacement du front du panache et affiner les modèles prédictifs, il est préconisé de :

- **R.1.1 : Compléter le réseau de surveillance par de nouveaux piézomètres captant l'aquifère principal au sein de l'aire délimitée par les 3 piézomètres WKBH110, WKBH115 et WKBH116.** Ces ouvrages permettront de compléter les connaissances sur la piézométrie de la zone de transition.

En vue de clarifier l'hypothèse de la recharge de l'aquitard par le cours d'eau alimenté par les sources WK17 et WK20, et son impact sur la qualité des eaux souterraines, il est proposé de :

- **R.1.2 : Mettre en place au moins un doublet de piézomètres (aquitard/aquifère) sur la berge sud du cours d'eau, entre les piézomètres WKBH110 et WKBH116, en amont de la station 3-E.**

En l'absence d'accès aux données brutes, la caractérisation du panache (extension et composition) dans les eaux souterraines menée dans le cadre de l'expertise repose sur une approche préliminaire d'interprétation des chroniques de données récentes disponibles dans les rapports annuels de surveillance. Les éléments de réponses précédents pointent certaines actions à entreprendre pour apporter une réponse complète et fiable à la question posée. Dans ce sens, il conviendrait, si ce n'est déjà fait, de :

- **R.1.3 : Mettre à jour le fond géochimique, intégrant l'ensemble des éléments chimiques spécifiés dans l'ancien arrêté n°1466-2008/PS du 9 octobre 2008 (incluant de métaux de transition dont le Ni et le Co) en considérant une approche par bassin.** Pour ce faire, il est recommandé de procéder à de nouvelles campagnes, spécialement dédiées à la définition du fond géochimique. L'abaissement des limites de quantification pour les métaux de transition traces doit être considérée dans le cadre des analyses des futures campagnes.

Une sélection fine des points de prélèvement, i.e. non impactés par les installations industrielles de la mine, est recommandée afin d'ambitionner de définir les valeurs seuils du fond géochimique à partir de la méthode des centiles 97,7, en lieu et place de la méthode des centiles 90 précédemment appliquées. A titre d'exemple, il a été observé que certains ouvrages situés à proximité de la fosse minière avaient été considérés à tort (i.e. possible biais anthropiques) dans l'approche globale menée en 2014 (Illustration 31).

- **R.1.4 :** Procéder à une analyse statistique des chroniques ou séries temporelles de concentrations de l'ensemble des éléments chimiques suivis. L'étude de la structure (i.e. tendance, fluctuation saisonnière) des séries temporelles de concentrations vise à valider la covariance entre les éléments chimiques afin de compléter et donc établir une liste exhaustive des polluants constituant le panache dans l'aquifère. Cette approche peut, selon la clarté du signal, contribuer à la définition de coefficient de retard propre à chaque élément constituant le panache minéralisé et ainsi mieux contraindre le modèle hydrogéologique actuel.
- **R1.5. :** Actualiser les cartes de panache des  $\text{SO}_4$  dans (i) l'aquitard et (ii) l'aquifère principal, au droit de l'ensemble des piézomètres de surveillance ayant fait l'objet d'analyses en 2020 ou 2021. Il est recommandé de procéder à l'actualisation de cette carte annuellement dans le cadre de rapports de surveillance.

La caractérisation de l'extension actuelle du panache repose sur la distribution des concentrations en  $\text{SO}_4$  dans les eaux souterraines au droit des ouvrages du réseau de surveillance. Cette extension spatiale n'est pas représentative de l'étendue de la minéralisation de l'ensemble des éléments chimiques composant le panache en aval hydraulique de la berme. Il est donc préconisé de :

- **R.1.6. :** Procéder à la cartographie des concentrations de l'ensemble des éléments chimiques faisant l'objet d'analyses au sein du réseau de surveillance. Menée à l'échelle du bassin de la Kwé Ouest, cette tâche vise à clarifier l'extension de la zone impactée par une perturbation, par élément ou polluant. Les contours de la perturbation reposent sur les valeurs seuils (propres à chaque éléments) du fond géochimique. L'approche permettra de préciser les phénomènes d'atténuations existants dans l'aquitard et/ou l'aquifère principal selon la nature de l'élément chimique considéré (i.e. métaux de transition). L'exploitation de cette cartographie hydrogéochimique générale pourra être étendu à la problématique d'écotoxicité (en lien avec la question Q4), en définissant les zones potentielles où toute résurgence d'eau souterraine sera susceptible de présenter un risque environnemental pour la biodiversité en surface. Ce type de cartographie faciliterait enfin la communication au grand public de la propagation du panache, en illustrant la notion de coefficient de retard dans l'aquifère principal selon l'élément considéré.

## **4. Q2 : Caractéristiques des résidus humides actuels et du surnageant**

### **4.1. Documents consultés dans le cadre de l'expertise**

Les documents plus particulièrement analysés dans la présente section sont, par ordre chronologique :

- [1] Contre-expertise sur le projet de stockage des résidus de l'usine de Goro Nickel dans la vallée de la Kwé Ouest - Ecole des Mines de Paris - 2007 Ledoux E., Cojean R., schmitt JM.
- [2] Demande d'Autorisation d'Exploiter des Installations Classées. Parc à résidus miniers de la Kwé Ouest. Volume II – Description du projet. (Septembre 2007)
- [3] Synthèse de l'étude AEL 052-VI-15-P : Fernandez JM, Guillemot N et Moreton B, 2015. AEL - Projet Drystack : typologie des pulpes minières & essai de mise en correspondance avec les conditions de production de l'usine. Contrat Vale-NC/AEL E80675/0001-2015, AEL 053-VI-15-P, décembre 2015. 46p,
- [4] AEL, 2015. Caractérisation des overflows de tests d'épaississement et des phases liquides et solides de la pulpe minière (slurry feed). Note technique NT007-02 ;
- [5] Boyer et Somasundaram, 2016 – n°16040016-001-R0. GeoSquare. Review of Goro RSF geochemistry – VALE Nouvelle Calédonie – Third Party review report
- [6] Desnues A, JM Fernandez et B Moreton, 2016a. AEL - Projet LUCY. Drystack : Caractérisation et tests de lixiviation en mode batch sur des échantillons de pulpes brutes, pulpes asséchées et filtrats. Contrat 086-VI-16-P/E88913, 88p ;
- [7] Juillot F., 2016. Rapport d'analyse minéralogique par diffraction des rayons X (DRX) d'échantillons de la série RD011\_a1 fournis par le bureau d'étude AEL. Institut de Minéralogie, de Physique des Matériaux et de Cosmochimie (IMPMC) UMR CNRS 7590 - Université Pierre et Marie Curie (UPMC) - UMR 206 – Institut de Recherche pour le Développement (IRD). 10p.
- [8] Folio 2016. Projet Lucy, stockage de résidus asséchés dans le bassin KO2. FEL3 – Caractérisation de la géochimie et de l'érodabilité du résidu asséché produit par le pilote LUCY. Comparaison avec le résidu humide produit par l'unité 285
- [9] Hubert, Moreton et Fernandez, 2016. Note technique : RD012-02-V3.0 – Projet LUCY, modèle physique – volet statique Caractérisation des phases solides et liquides en mode batch statique.
- [10] Moreton, Kaplan, Haddad, Pluchino et Fernandez, 2017. Note technique : RD012-03-V1.0 – Projet Lucy, Modèle physique – volet dynamique. Test de comportement des cakes : pentes à 2 et 25% pour différents régimes de précipitations.
- [11] Manuel d'exploitation, d'entretien et de surveillance du parc à résidu Kwé Ouest VALE Nouvelle Calédonie. 2017.



## 4.2. Cadre de la question

« Quelles sont les caractéristiques, et notamment phrases de risques, des actuels résidus humides et du surnageant en comparaison avec les études initiales ? »

La question Q2 ci-dessus s'inscrit dans une problématique de **caractérisation des résidus humides** composés d'une phase solide minérale et d'une phase liquide aqueuse (boue de 15 à 30% solide). Elle porte également sur la caractérisation des résidus actuellement déposés dans le parc et de ceux déposés depuis 2009 par rapport aux caractérisations réalisées dans le cadre du DAE (2007). La question porte donc **d'une part sur l'évolution géochimique de ces résidus au fur et à mesure de leurs productions par l'usine 285 et d'autre part de l'évolution géochimique de ces résidus lors de leur vieillissement dans le cadre de leurs stockages dans le parc à résidu KO2 de 2009 à 2023.**

La mention dans cette question de '*phrases de risques*' fait référence à d'anciennes annotations qui étaient présentes sur les étiquettes de produits chimiques qui indiquaient les risques encourus lors de leur utilisation, de leur contact, de leur ingestion, de leur inhalation, de leur manipulation ou de leur rejet dans la nature ou l'environnement. Elles étaient définies dans l'annexe III de la directive européenne 67/548/CEE : Nature des risques particuliers attribués aux substances et préparations dangereuses. La liste a été complétée et publiée à nouveau dans la directive 2001/59/CE. Cette législation a été abrogée au 1er juin 2015 et les phrases R sont devenues des phrases H suivant les directives du système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques.<sup>5</sup>

La question 2 s'attachera à la **caractérisation géochimique des résidus humides** et de leur possible évolution **en dehors de toutes considérations sanitaires** traitées dans le cadre de la question 7.

**Dans la présente expertise, les études initiales font références à celles réalisées dans le cadre du DAE 2007 [2].**

## 4.3. Synthèse des documents

Le procédé de production des résidus miniers humides est décrit, d'après les éléments soumis au dossier, en partie 2.1.5. Selon les documents analysés, la caractérisation des résidus miniers issus de l'unité 285 est réalisée dans le cadre :

- Des études initiales : Demande d'Autorisation d'Exploiter des Installations Classées (2007) [2].
- Du suivi du parc (composition chimique suivi de façon journalière) [11].
- Des études exploratoires réalisées dans le cadre du projet LUCY dans ses différentes versions (LUCY 1.0, LUCY 2.0, etc...).

**A priori, aucun suivi réglementaire n'est requis concernant la caractérisation géochimique des résidus miniers humides ou asséchés au titre de l'arrêté n°3690-2017/ARR/DIMENC du 29/11/2017.**

<sup>5</sup>

Source :

[https://fr.wikipedia.org/wiki/Phrases\\_de\\_risque#:~:text=Les%20phrases%20de%20risque%20\(%C2%AB%20phrases,la%20nature%20ou%20l'environnement](https://fr.wikipedia.org/wiki/Phrases_de_risque#:~:text=Les%20phrases%20de%20risque%20(%C2%AB%20phrases,la%20nature%20ou%20l'environnement)

**Aucun document n'établit de synthèse générale Sur les essais de caractérisation réalisés depuis 2016 sur le suivi de l'évolution des résidus miniers humides et du surnageant<sup>6</sup>.** (Cf. recommandations). Le tableau suivant, établi à partir des documents figurant au dossier, présente une synthèse des caractérisations réalisées au travers différentes études, qu'elles aient été réalisées dans le cadre du suivi opérationnel du parc KO2 ou de nature exploratoire en vue de faire évoluer des modalités de stockage des résidus. **Les études initiales sont indiquées en gras dans le tableau ci-dessous.**

Au regard des nombreuses études réalisées dans le cadre du projet LUCY et de celles qui ont été réalisées postérieurement à 2017, le tableau ci-dessous n'a pas pour objectif d'être exhaustif, mais plutôt de relever les différents types d'analyses réalisées au cours du temps, relevées dans le cadre de la présente expertise. Les évolutions identifiées entre ces différents documents sont listées pour chaque type de caractérisation. L'enjeu de chaque type de caractérisation est également souligné selon la grille de lecture propre à la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (source/transfert/cible).

---

<sup>6</sup> Ainsi le rapport 2016 [8] mentionne la réalisation d'essais ultérieurs à 2016. Il serait judicieux d'avoir un document de synthèse des essais de caractérisation réalisés de 2016 à 2022.

Type de caractérisation	Etude(s)- année	Evolutions & Remarques	Enjeu de la caractérisation
<b>Fraction solide (résidu humide déposés dans le parc KO2)</b>			
Analyse chimique du résidu déposé dans le parc	<b>[2]-2007</b>  [7]-2016 [8]-2016 [11]-2017	La variabilité chimique du résidu est soulignée dans le DAE mais il n'y a pas d'analyse chimique de la fraction solide du résidu dans le DAE.  Tableau 5 p.13 [7] Tableau 5 p.19 [8] Tableaux 9 et 10 p.43-44 [9]  Pas de spéciation Cr(III)/Cr(VI) dans le suivi des résidus déposés dans le parc car tout le Cr est considéré comme étant du CrVI (dans les études d'impact, de façon conservatrice, il est considéré que tout le Cr est présent sous forme hexavalente).  <i>→ La composition chimique des résidus humides fluctue de façon importante principalement en lien avec la variation de la composition chimique du minerai qui induit également des différences d'ajout de réactifs (acide sulfurique et chaux/calcaire) et donc des variations en termes de quantités précipitées dans le cadre de la neutralisation.</i>	Caractérisation de la source de pollution
Minéralogie du résidu arrivant dans le parc (calcul à partir de la chimie, DRX et MEB <sup>7</sup> )	<b>[2]-2007</b>  [7]-2016	Tableau 11 p.34 [2] La minéralogie est basée sur un calcul à partir de la composition chimique du résidu  Composition minéralogique par analyse DRX : Tableau 1 p.87 [7] <i>→ Pour les minéraux majoritaires du résidu, les compositions minéralogiques calculées dans les études initiales sont similaires à l'analyse DRX réalisée ultérieurement sur un échantillon. La seule différence résultant en l'hydratation plus importante des oxydes de fer dans les résidus sous forme de goethite plutôt que sous forme d'hématite tel qu'indiqué dans les études initiales.</i>	Caractérisation de la source de pollution
Granulométrie	<b>[2]-2007</b>  [7]-2016	Granulométrie sur 3 tranches granulométriques ( :50%< 4µm ;80%<15µm ;90%<45µm) p.33 [2]  Granulométrie sur 7 tranches granulométrique. Fig.1 p.13 [7] <i>→ Le profil granulométrique est similaire aux études initiales : pas d'évolution constatée.</i>	Caractérisation de la source de pollution
% solide	<b>[2]-2007</b>  [11]-2017	Le % solide est plus faible qu'initialement prévu. <b>La valeur initiale prévue est de 45%.</b> Le suivi d'exploitation indique un pourcentage solide variant de 16 à 35% solide sur l'année 2017.  <i>→ Le pourcentage solide est plus faible et présente une forte variation par rapport aux études initiales</i>	Caractérisation de la source de pollution
Analyse du résidu vieilli dans le parc (chimique ou minéralogique)	-	Aucune (cf. recommandations)	Caractérisation de la source de pollution et du potentiel de transfert depuis la phase solide dans le temps
<b>Fraction liquide (surnageant et eaux interstitielles)</b>			
Analyse chimique	<b>[2]-2007</b>  [7]-2016 [8]-2016	Variabilité chimique soulignée dans le DAE. Tableau 13 p.36 [2]  Tableau 9 p.15 [7]  Tableau 6 p.20 & tableau 15 p.49 [8]  La composition chimique évaluée sur la fraction liquide de 516 échantillons est conforme aux études initiales excepté pour les chlorures présents à une concentration plus élevée d'un facteur 10 par rapport aux études initiales.  <i>→ Évolution de la composition de la fraction liquide uniquement pour les chlorures du fait d'une concentration 10 fois plus élevée actuellement que dans les études initiales.</i>	Caractérisation du transfert potentiel de polluant
Paramètres physico-chimique (pH, Eh, conductivité)	<b>[2]-2007</b>  [7]-2016  [8]-2016	Tableau 10 p.33 [2] – pas de Eh, ni de conductivité pH=7-7,5  Tableau 8 p.15 [7] pH=6,5 à 7,7 Eh = 146 à 225 mV Conductivité = 92000 à 14100 µS/cm  Tableau 15 p.49 [8] pH=6,5 à 7,5 Conductivité > 20 000µS/cm - Pas de Eh  <i>→ Pas d'évolution du pH observé par rapport aux études initiales</i>	Caractérisation du transfert potentiel de polluant

Illustration 54 - Synthèse des analyses de caractérisation des résidus humides

<sup>7</sup> DRX : Diffraction des rayons X – MEB : Microscopie électronique à balayage.







**Commentaire BRGM** : La composition chimique des résidus déposés dans le parc fait l'objet d'un suivi journalier dans le cadre du suivi opérationnel du parc ainsi que le surnageant [9]. En revanche l'eau interstitielle des résidus humides ne fait a priori pas l'objet d'un tel suivi d'après les documents soumis au dossier d'expertise.

#### 4.4. Avis du BRGM

Les résidus miniers produits par l'unité 285 sont composés d'une partie solide et d'une partie liquide.

Selon les informations figurant dans les documents expertisés, la **fraction solide des résidus humides** est composée :

- Des minéraux non lixiviés du minerai initial (minéraux non exploités par le procédé : talc, quartz...).
- Des composés précipités dans le cadre du procédé de traitement des résidus (gypse et oxy-hydroxyde métalliques).

Selon les informations figurant dans les documents analysés, la composition du résidu minier humide produit par l'unité 285 fluctue et a fluctué de façon importante au cours du temps. Ces fluctuations sont conditionnées par la chimie du minerai et par les modalités de fonctionnement de l'usine, qui varient elles-mêmes en fonction de la chimie du minerai traité par le procédé hydrométallurgique. La quantité d'acide sulfurique ajoutée dans le procédé pour permettre la lixiviation du minerai et les quantités de lait de chaux et de lait de calcaire (respectivement  $\text{Ca(OH)}_2$  et  $\text{CaCO}_3$ ) ajoutées pour neutraliser cette acidité dans les résidus sont variables.

Selon les informations figurant dans les documents analysés, les caractéristiques chimiques de la fraction solide des résidus miniers sont sujettes à la fois à la variabilité géochimique du minerai alimentant le procédé hydrométallurgique, et à la variabilité géochimique des composés précipités dans le cadre du procédé de traitement des effluents. **Cette variabilité chimique, intrinsèque au résidu, est inévitable** du fait de la nature du minerai et du procédé utilisé. Par ailleurs les documents expertisés soulignent que l'équilibre géochimique des résidus n'est pas atteint une fois produits par l'usine 285 : certains précipités se dissolvent rapidement et l'eau interstitielle amène la précipitation d'autres composés (sulfates et oxydes). En fonction de cet équilibre dissolution/précipitation la géochimie de la phase solide des résidus est donc également variable depuis l'usine 285 jusqu'au stockage et dans le cadre du vieillissement des résidus dans le parc KO2

La variabilité géochimique de la fraction solide des résidus est double et dépend:

- de celle du flux de résidus humides produits du fait du minerai en lui-même et du procédé hydrométallurgique ;
- de celle d'un résidu humide donné, du fait d'une évolution géochimique dans le temps pour un type de résidu produit depuis son lieu de production à l'usine 285 jusqu'au vieillissement sous eau dans le parc KO2.

Selon les informations figurant dans les documents expertisés, la **fraction liquide des résidus humides** est composée de l'eau de procédé de l'usine, neutralisée et appauvrie en métaux et métalloïde dans le cadre du procédé de traitement des résidus. **Le surnageant du parc KO2** est composé d'un mélange à parts non connues entre la fraction liquide des résidus miniers (eaux de ressuyage) et le flux d'eaux météoritiques rapporté à la surface du parc KO2. Pour rappel ce surnageant est lui-même pompé vers l'usine 285 pour traitement.

**Commentaire BRGM :** A ce jour, aucune document soumis au dossier d'expertise ne permet de prédire précisément les caractéristiques des types de résidus humides produits par l'usine, cette variabilité n'étant pas encore modélisable malgré les études réalisées en ce sens [8]. A noter toutefois que cette variabilité chimique était déjà signalée dans les études initiales.

Le surnageant n'est, a priori, pas soumis aux variations observées sur la fraction solide, excepté pour les concentrations en chlorures plus élevées d'un facteur de 10 par rapport aux études initiales. Hormis pour la concentration en chlorure il n'y a donc a priori pas de changement par rapport aux informations présentées dans les études initiales.

#### 4.5. Recommandations

Concernant la description des caractéristiques de la fraction solide des résidus humides, au-delà d'une modélisation complète de la variabilité du minerai en 5 groupes, telle que proposé dans certaines études, une **première approche de 3 groupes de résidus définis en fonction de la teneur en gypse semble pertinente pour évaluer le comportement du résidu et notamment son potentiel de lixiviation tel que décrit dans l'étude [8]**. La lixiviation élevée de sulfate est corrélée avec les hautes teneurs en gypse, alors que la lixiviation élevée de chrome est corrélée aux basses teneurs en gypse [8]. Cette séparation en 3 groupes pourrait permettre dans un premier temps d'évaluer différents types de comportement des résidus.

Au regard de la question 2 et des documents consultés au cours de l'expertise, les recommandations portent (si ce n'est déjà fait) sur l'intérêt de mieux cerner les caractéristiques des résidus humides actuels et du surnageant :

- **R.2.1. Réaliser un rapport de suivi de la composition chimique des résidus humides déposés dans le parc entre 2009 et aujourd'hui en exploitant les données de suivi hebdomadaire :**
  - **R.2.1.1** Statistiques descriptives sur l'ensemble des données à l'aide de boîtes à moustache et scattergramme, tableau de présentation avec moyenne, écart-type, percentiles (minimum/maximum, 10-25-50-75-90-95 percentiles, écart-type).
  - **R.2.1.2** Statistiques descriptive en découpant 3 groupes de données : basse, moyenne et haute teneur en gypse (calcul théorique de la teneur en gypse à partir de la teneur en soufre).
- **R.2.2. Etude géochimique d'évolution des résidus humides à plusieurs échelles (incluant une spéciation du Cr afin de vérifier l'évolution de la spéciation du Cr et voir l'évolution CrVI/CrIII) :**
  - **R.2.2.1** Essais cinétiques en cellule humide avec réplica sur 3 types de résidu frais par teneur en gypse et un résidu vieilli en parc KO2 avec modélisation géochimique une fois atteint un équilibre géochimique (analyse physico-chimique, minéralogique sur état initial et état final).
  - **R.2.2.2** Essais cinétiques en colonnes percolées sur résidu frais par teneur en gypse et résidu vieilli en parc, et modélisation géochimique une fois atteint un équilibre géochimique OU pilote métrique sans inclinaison utilisé dans le cadre de l'étude [10] sur au moins 12 cycles de mouillage/séchage (analyse physico-chimique, minéralogique sur état initial et état final).
  - **R.2.2.3** Essai cinétique en parcelle de terrain : Intégrer des mesures chimiques d'eaux interstitielles et des analyses chimiques et minéralogiques du résidu humide à long terme dans le cadre des cellules de suivi qui sont utilisées à ce jour uniquement pour évaluer les propriétés géotechniques des résidus.

- **R.2.2.4 Identifier, quantifier et évaluer la stabilité des minéraux ayant un potentiel de sorption des métaux et métalloïdes, notamment chrome et manganèse, pour évaluer avec plus de précision le potentiel de lixiviation des résidus à long terme.**

Dans ce cadre, les normes et règles de l'art suivantes pourront être suivies :

- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2020). Guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai, Québec, 52 p. [En ligne]. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/Industriel/secteur-minier/guide-caracterisation-minerai.pdf> Comité Français des Géosynthétiques.
- *Essai cinétique en colonne percolée* : Revue de littérature en vue de la mise à jour du guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai – PU-2013-05-806 – Rapport (2015).
- *Essai cinétique en cellule normé par l'ASTM* : (ASTM D 5744-96, 1998; 2007) : ASTM. (1998). D5744-96, Standard Test Method for Accelerated Weathering of Solid Materials Using Modified Humidity Cell. Annual Book of ASTM Standards.11.04: 259-271.ASTM. (2007). D5744-07, Standard Test Method for Accelerated Weathering of Solid Materials Using a Humidity Cell. Annual Book of ASTM Standards.



## 5. Q3 : Evolution de la concentration des polluants dans le milieu naturel

### 5.1. Documents consultés dans le cadre de l'expertise

- [1] Achard R, Bildstein O, Lartigue J-E, Laurent A, Haddad L, Kaplan H, Fernandez J-M, 2016. Interaction des eaux de drainage du bassin KO2 avec le milieu récepteur : Tests de lixiviation des roches encaissantes et modélisations géochimiques. Contrat 053-VI-15-P/ E88613, 70 p.
- [2] ARTELIA, 2016. Simulation des impacts hydrogéologiques des aménagements - Projet LUCY. Impact du projet sur la qualité des eaux souterraines. Rev 1, octobre 2016. 24p.
- [3] PRNC, 2021a. Surveillance des milieux récepteurs. Rapport annuel 2020. Eaux souterraines. Janvier 2021. 88 p.
- [4] PRNC, 2021b. Surveillance des milieux récepteurs. Rapport annuel 2020. Eaux douces de surface. Janvier 2021. 118 p.
- [5] VALE, 2020a. Incidence des activités minières sur l'occupation des sols, l'environnement et les eaux superficielles et souterraines. Rapport annuel 2019 concernant l'activité minière. Août 2020. 228 p.
- [6] VALE, 2020b. Impact des projets de stockage de résidu asséché sur la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest. Comparaison entre LUCY 1.0 et 2.0. Note technique, juin 2020. 26 p.
- [7] VALE, 2017a. Analyse prévisionnelle de l'extension du panache de sulfate en aval du parc à résidu sur la période 2018-2023. Rapport final, décembre 2017. 27 p.
- [8] VALE NC, 2017b. Projet LUCY – Demande d'autorisation d'exploiter une installation classée. Analyse des effets potentiels du projet de stockage de résidu asséché sur la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest. Rapport complémentaire, décembre 2016. 48 p.
- [9] VALE, 2016a. Projet LUCY - Demande d'autorisation d'exploiter des installations classées. Rapport complémentaire. Analyse des effets potentiels du projet de stockage de résidu asséché sur la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest. Rapport final, décembre 2016. 48p.
- [10] VALE, 2016b. Projet LUCY - Demande d'autorisation d'exploiter des installations classées. Livret C, volet 2. Etat initial hydrogéologique. Rapport final, septembre 2016. 43p.

### 5.2. Synthèse des documents

La question Q3 intervient dans le prolongement de la question Q1. Il s'agit ici d'évaluer l'évolution attendue de la concentration des polluants dans les eaux souterraines et les eaux de surface. Des éléments de réponse sont donnés ci-après à partir des différentes études de modélisation réalisées par PRNC ou pour le compte de PRNC. Ces différentes études permettent de distinguer une évolution des concentrations **à court terme, à moyen terme et à long terme**.



### 5.3. Evolution à court terme

#### 5.3.1. Eléments de réponse à la question Q3

Le document [7] VALE, 2017a, intitulé « Analyse prévisionnelle de l'extension du panache de sulfate en aval du parc à résidu sur la période 2018-2023 », est utilisé ici pour apporter des éléments de réponse quant à l'évolution à court terme des concentrations dans les eaux souterraines et les eaux de surface.

Ce document a été produit en réponse à la demande suivante :

L'article 5.7.2 des prescriptions techniques annexées à l'arrêté n° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008 fixe des valeurs limites relatives à la qualité des eaux souterraines au niveau des piézomètres du groupe B situés à l'aval de la berme, et notamment une valeur limite de 150 mg/L<sup>8</sup> pour le sulfate. Cette valeur limite ayant été dépassée sur les piézomètres WKBH109A et WKBH110 appartenant au groupe B, la DIMENC a demandé, par courrier n° CS 17-3 1 60-SI-2791/DIMENC du 3 novembre 2017, que Vale Nouvelle Calédonie fournisse sous un mois :

- Une modélisation de l'impact envisagé sur les eaux souterraines et sur les eaux de la rivière Kwé Ouest.
- Les mesures qui pourraient être mises en œuvre afin de préserver les intérêts mentionnés à l'article 412-1 du code de l'environnement de la province Sud.

En réponse à cette demande de la DIMENC, le document VALE, 2017a propose une vision prédictive relative à l'évolution des concentrations en sulfate dans les eaux souterraines en aval du parc à résidus et au droit de la rivière Kwé Ouest sur la période 2018-2023.

a) *Simulation des concentrations en sulfate dans les eaux souterraines sur la période 2018-2023 :*

L'évolution des concentrations en sulfates dans les eaux souterraines a été simulée par Vale NC à l'aide d'un modèle mathématique hydrogéologique. Le modèle utilisé est une synthèse de :

- L'outil développé par Hydriad dans le cadre du projet dit KO4 puis repris par GHD dans le cadre de l'étude relative aux puits d'interception du parc à résidu de la Kwé Ouest.
- L'outil développé par Vale Nouvelle Calédonie dans le cadre des demandes successives de renouvellement de l'autorisation d'exploitation de la carrière du Mamelon opérée par Audemard.

Préalablement au calage du modèle mathématique, une évaluation des débits de fuite au travers de la géomembrane a été mise en œuvre, sur la base de données recueillies entre 2009 et 2017. Les concentrations simulées en sulfates en sortie de chaque baie de drainage, au droit de la source WK17 et au droit des piézomètres WKBH110 et WKBH109A ont été calées de façon à être les plus proches possibles de celles observées. Pour la période 2018-2023, une diminution de 20 % des débits de fuite a été considérée, sur la base de l'hypothèse suivante : « *Les débits de fuite vont progressivement diminuer avec la baisse des niveaux d'eau libre stockée dans le parc à résidu. Cette baisse va se mettre en place entre décembre 2017 et décembre 2018* ».

A partir de janvier 2019 et jusqu'à décembre 2023, le débit de fuite est considéré comme stabilisé.

Résultats obtenus par PRNC :

---

<sup>8</sup> Cette valeur correspond à la valeur guide de qualité des eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine.

Les résultats de la modélisation montrent que :

- « La concentration en sulfate dans les eaux souterraines devrait continuer à augmenter pour tendre vers une valeur plafond qui devrait rester inférieure à 800 mg/l sur les piézomètres WKBH110 et WKBH109A ».
- La concentration en sulfate au droit de la source WK17 devrait continuer à augmenter pour tendre vers une valeur plafond qui devrait rester inférieure à 2 500 mg/l.

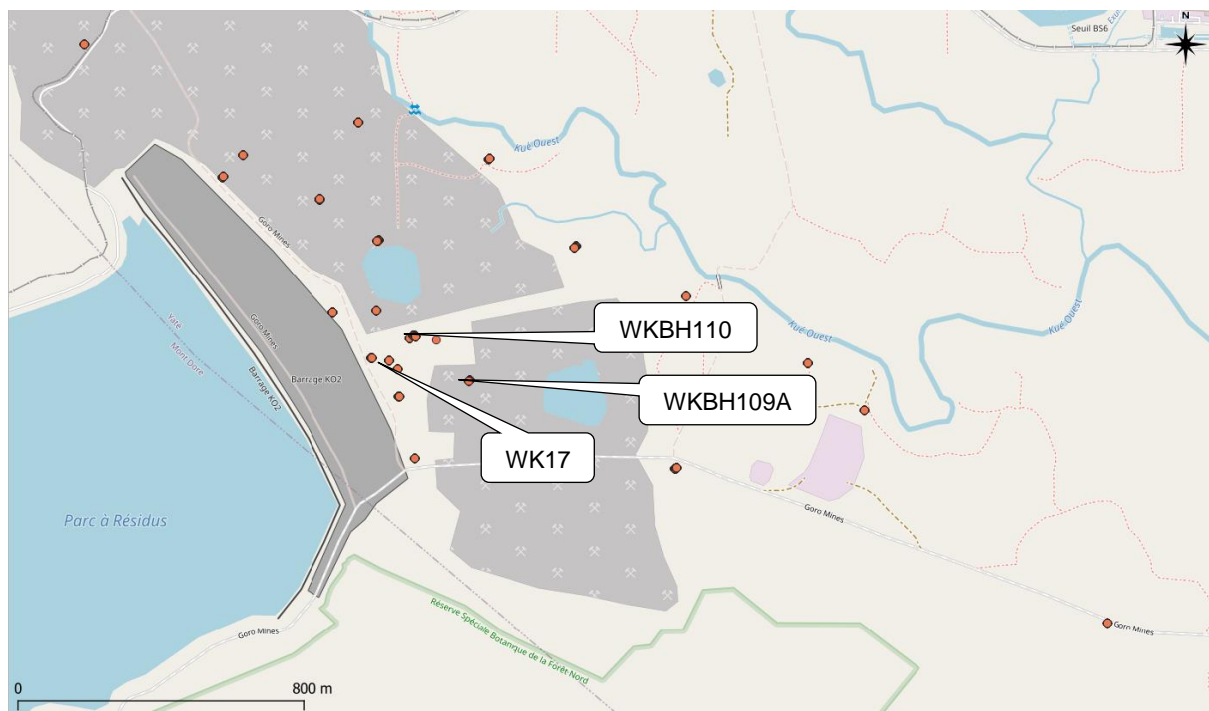
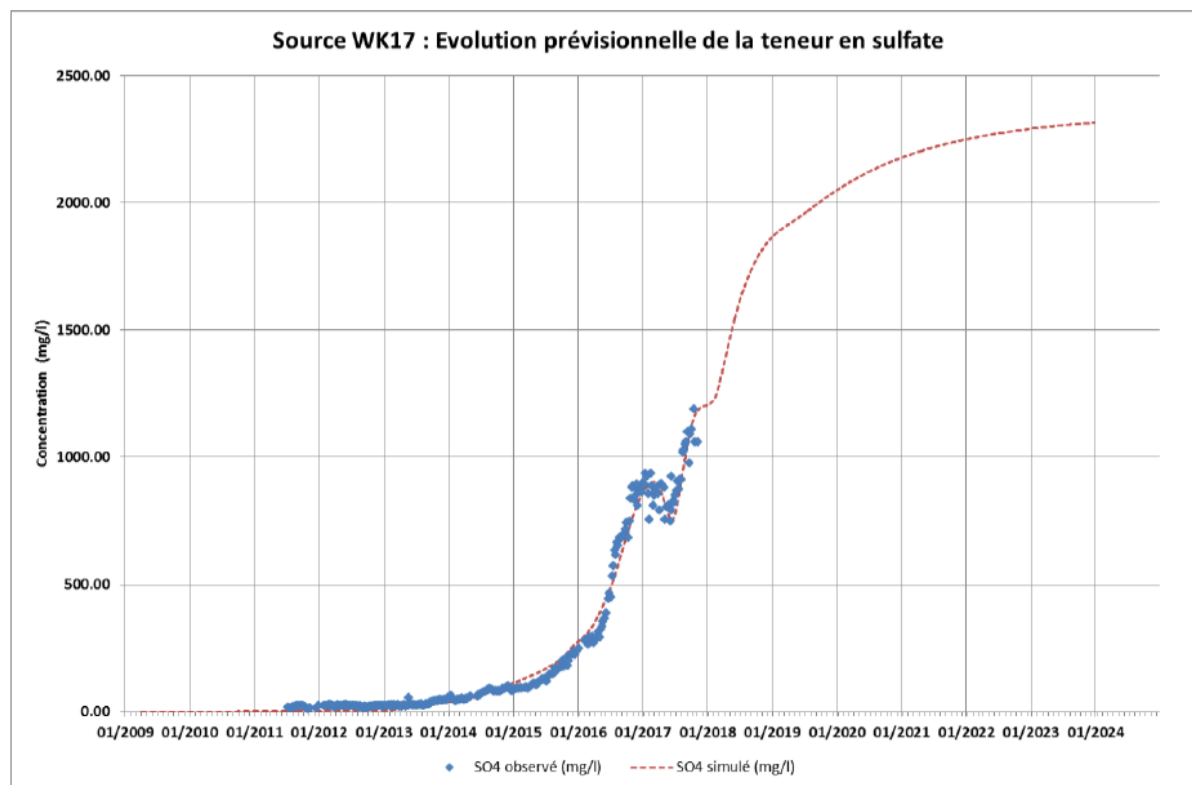
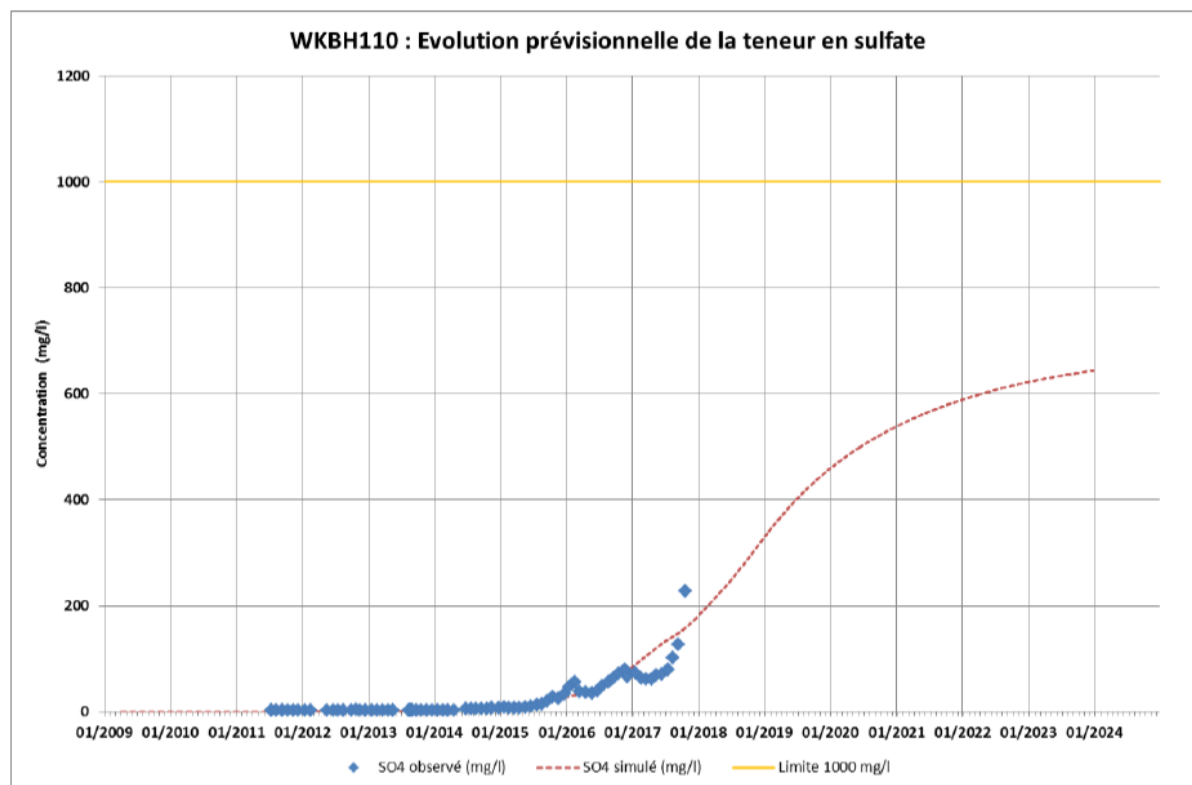


Illustration 55 - Localisation des points au droit desquels les résultats de modélisation dans les eaux souterraines ont été utilisés (Fond de plan : Open Street Map)

L'évolution prédictive de la concentration en sulfates à la source WK17, au piézomètre WKBH110 et au piézomètre WKBH109A, entre 2018 et 2023, est illustrée sur les graphiques ci-après.



*Illustration 56 - Evolution prédictive de la concentration en sulfates de la source WK17 entre 2018 et 2023 (Source : Vale, 2017)*



*Illustration 57 - Evolution prédictive de la concentration en sulfates sur le piézomètre WKBH110 entre 2018 et 2023 (Source : Vale, 2017)*

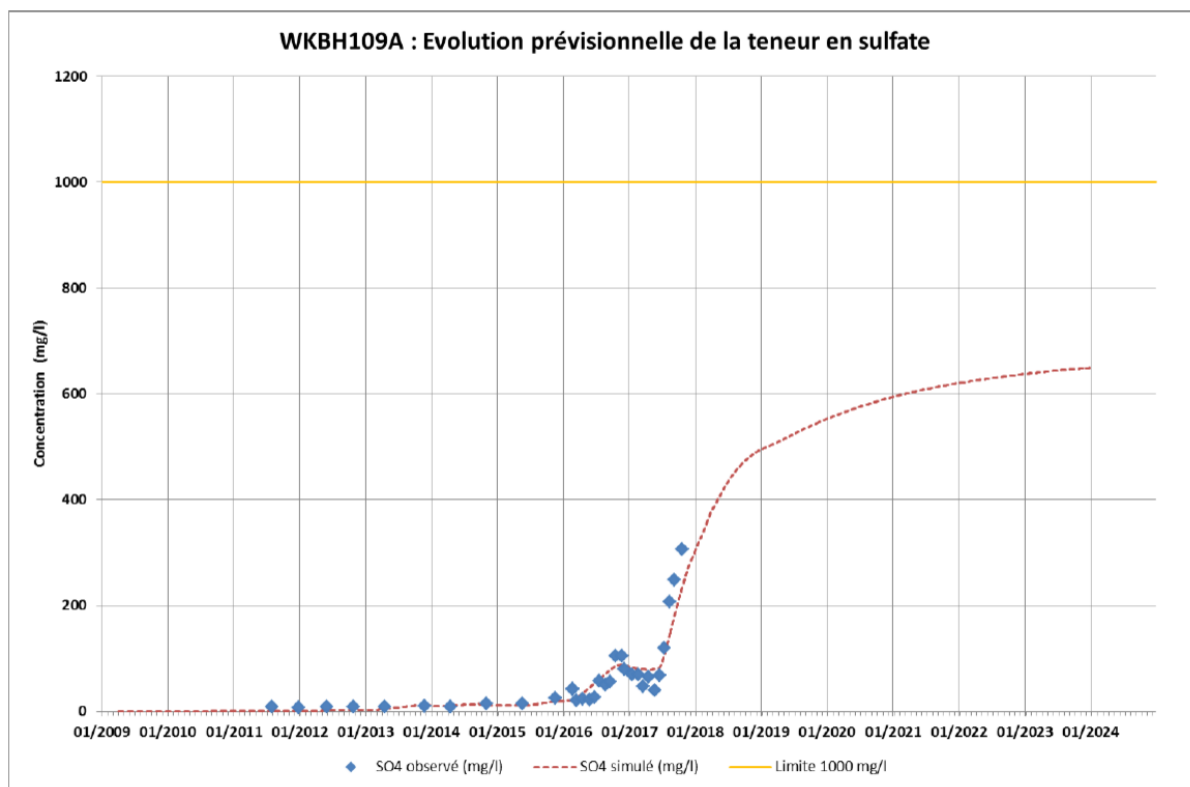


Figure 15 : Evolution prévisionnelle de la concentration en sulfate sur le piézomètre WKBH109A entre 2018 et 2023

*Illustration 58 - Evolution prédictive de la concentration en sulfates sur le piézomètre WKBH109A entre 2018 et 2023 (Source : Vale, 2017)*

b) *Simulation des concentrations en sulfate dans les eaux de la rivière Kwé Ouest entre 2018 et 2023 :*

La méthode utilisée est celle développée dans le cadre de l'étude d'impact du projet LUCY (Vale NC, 2017b) : un modèle simple de dilution aux flux massiques souterrains calculés par le modèle hydrogéologique en intégrant les flux massiques issus du fond hydrochimique de la rivière Kwé Ouest en situation naturelle (avant la construction du parc à résidu actuel de la Kwé Ouest). Le calcul des concentrations en sulfates dans la rivière se fait en divisant le flux massique total arrivant dans la rivière par le débit de cette rivière au pas de temps journalier.

La station de référence pour la simulation des concentrations en sulfate dans l'eau de la rivière Kwé Ouest est la station KOL.



*Illustration 59 : Localisation du point au droit duquel les résultats de modélisation dans la Kwé Ouest ont été utilisés (Fond de plan : Open Street Map)*

Il est considéré qu'il n'y a aucun rejet volontaire d'eau en provenance du système de drainage sous géomembrane.

#### Résultats :

Le flux massique en sulfates se déversant en rivière via les eaux souterraines atteint 120 000 g/j en décembre 2023. Cette valeur comprend les flux en provenance du panache qui aura alors atteint la rivière, ainsi que ceux provenant des sites sourciers (source WK17 et WK20).

« La figure [suivante] présente la gamme de concentrations en sulfates potentiellement observable à la station KOL en décembre 2023. Les résultats obtenus suggèrent que le seuil d'écotoxicité chronique du sulfate, tel que défini dans le dossier de demande d'autorisation du projet LUCY (190 mg/l), ne serait jamais dépassé durant la période 2018-2023 dans l'hypothèse où il n'y aurait pas de rejets d'eau issue du système de drainage sous liner dans la rivière Kwé Ouest » (Illustration 60).



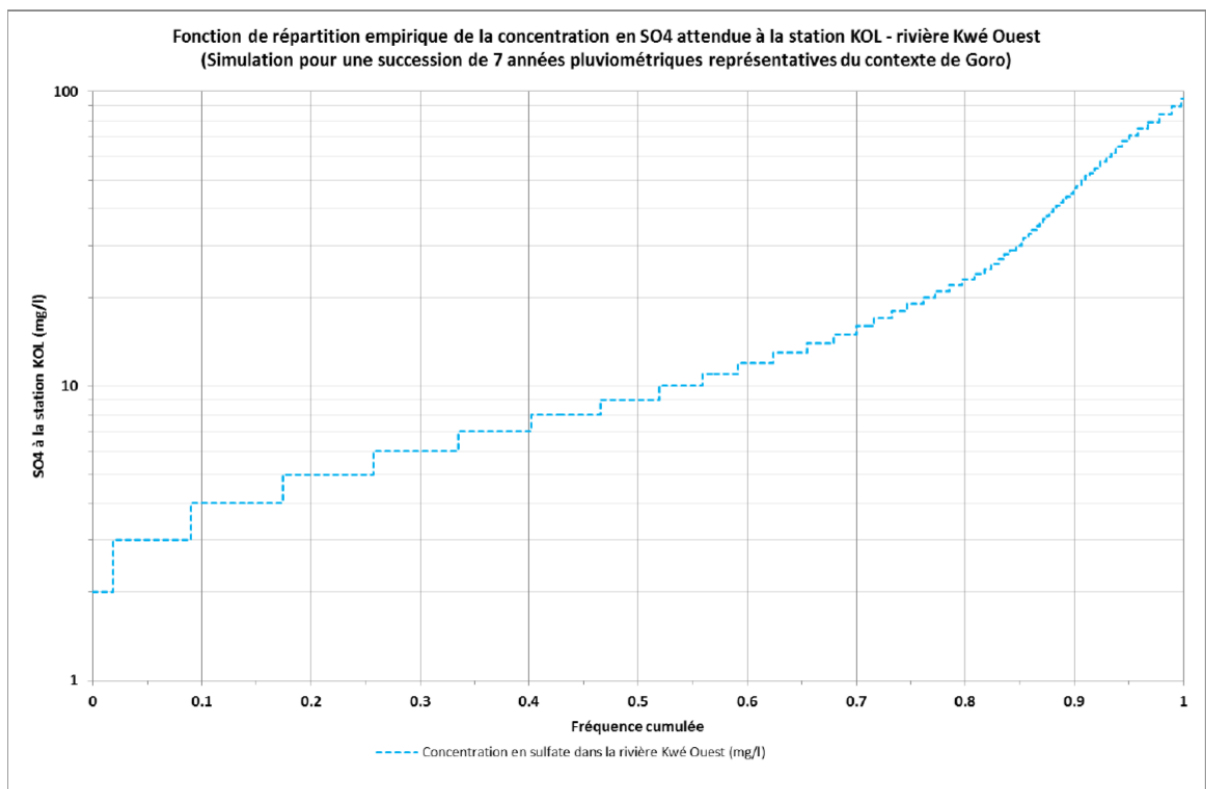


Illustration 60 - Fonction de répartition empirique de la concentration en sulfates des eaux de la rivière Kwé Ouest attendue à la station KOL en décembre 2023 (Source : Vale, 2017)

La valeur de la concentration maximale attendue en sulfates à la station KOL est donc d'environ 100 mg/L.

### 5.3.2. Remarques du BRGM

#### Simulation des concentrations en sulfate dans les eaux souterraines sur la période 2018-2023 :

- Les dernières mesures fournies par PRNC au BRGM (à fin 2020, d'après le rapport annuel 2020 de suivi des eaux souterraines – PRNC, 2021a) indiquent les concentrations suivantes dans les eaux souterraines :
  - Environ 1 300 mg/L au droit de WK17 (d'après la figure 13 du rapport annuel de suivi 2020).
  - Environ 250 mg/L au droit de WKBH110 (d'après la figure 6 du rapport annuel de suivi 2020).
  - Environ 420 mg/L au droit de WKBH109A (d'après la figure 7 du rapport annuel de suivi 2020).

**Ces résultats montrent que les concentrations mesurées dans les eaux souterraines, au droit des 3 points considérés (WK17, WKBH110 et WKBH109A), sont inférieures aux concentrations estimées par modélisation dans le cadre de l'étude Vale, 2017, à fin 2020 d'après les Illustration 56, Illustration 57 et Illustration 58 (respectivement environ 2 200 mg/L, 550 mg/L et 600 mg/L). Cette comparaison montre le caractère sécuritaire de la modélisation réalisée pour l'estimation de l'évolution à court terme des concentrations en sulfate dans les eaux souterraines.**

Cette conclusion reste vraie suite à la comparaison à des données de suivi plus récentes : entre août 2020 et juin 2021<sup>9</sup>, les concentrations réellement mesurées dans les eaux souterraines (respectivement 1 500 mg/L, 247 mg/L et 229 mg/L au droit de WK17, WKBH110 et WKBH109A) sont inférieures aux concentrations estimées par modélisation.

- Modèle « Eaux souterraines » :

Le modèle utilisé est une synthèse de plusieurs modèles (Hydriad, GDH et Vale). Certains documents parmi ceux fournis par PRNC au BRGM présentent spécifiquement un modèle ou un autre mais aucun document présentant le « modèle synthétique » utilisé n'a été identifié par le BRGM. Plusieurs questions se posent donc quant aux hypothèses considérées :

- Pour le modèle d'écoulement : quelles sont les conditions limites ?, quelles sont les conditions initiales ? quels sont les paramètres hydrodynamiques (champ de perméabilité) ?
- Pour le modèle de transport : quelles sont les conditions limites ?, quelles sont les conditions initiales ?, quels sont les paramètres hydrodynamiques (porosité) ?, quels sont les paramètres de transport (dispersivité) ?, quel est le bilan massique ?
- Concernant l'évaluation des débits de fuite au travers de la géomembrane : Il est indiqué dans VALE, 2017a que *« l'une des principales conclusions de la phase de calage est la confirmation de la faible inertie des hydrosystèmes souterrains. [...] En conséquence, cela signifie que la capacité à prédire correctement les évolutions futures de la concentration en sulfate est fortement dépendante des hypothèses prises pour les débits de fuite dans le futur »*. L'estimation du débit de fuite au travers de la géomembrane dans le futur est donc une question importante dans l'estimation de l'impact du parc à résidus. Plusieurs questions sont formulées à ce sujet :
  - Sur la période 2009-2017 : Quel(s) paramètre(s) sont utilisés pour faire le calage des concentrations en sulfates en sortie de chaque baie de drainage, au droit de la source WK17 et au droit des piézomètres WKBH110 et WKBH109A ? Quelles sont les valeurs du/des paramètres après calage ?
  - En 2018 : Une diminution de 20% des débits de fuite a été retenue par PRNC, sur la base des éléments suivants : *« Les débits de fuite vont progressivement diminuer avec la baisse des niveaux d'eau libre stockée dans le parc à résidu. Cette baisse va se mettre en place entre décembre 2017 et décembre 2018 »*. Est-ce que cette hypothèse de diminution des débits de fuite s'avère effectivement réaliste au vu des données acquises depuis l'étude en 2017 ?
  - A partir de 2019 : L'hypothèse faite par PRNC est que, à partir de janvier 2019, le débit de fuite est considéré comme stabilisé, or une tendance à l'augmentation des débits de fuite calés avec le temps est observée (cf. figures 8 à 11 du document VALE, 2017a). A titre d'exemple, l'évolution du débit de fuite retenu (en bleu) à l'issue de la phase de calage du modèle de transport, au niveau de la baie de drainage n°4, est présentée sur la figure ci-après (cf. Illustration 61). Sur quels arguments est fondée cette hypothèse ? Est-ce que l'hypothèse de « stabilisation du débit de fuite » est bien sécuritaire en termes d'impact sur la ressource en eau ?

---

<sup>9</sup> Données complémentaires fournies par PRNC par mail du 17/11/22.

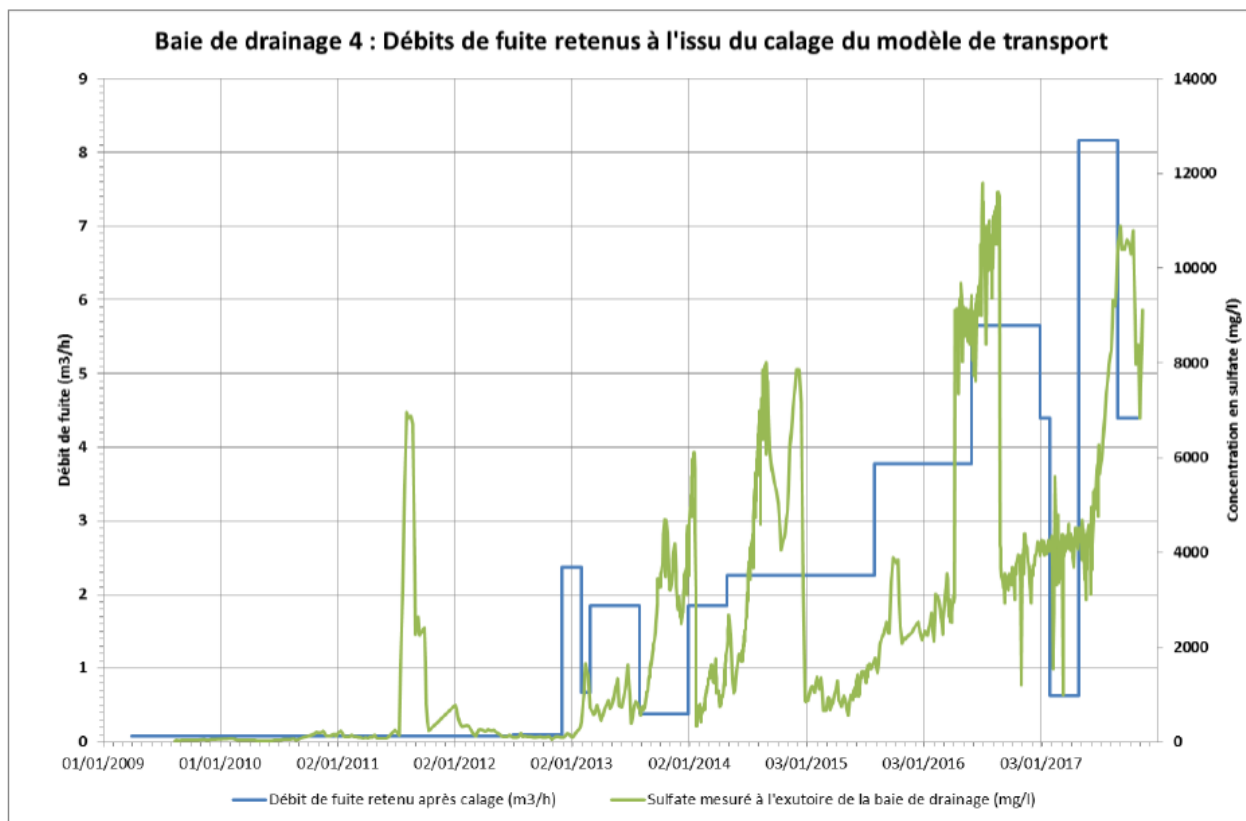


Illustration 61 - Débits de fuite retenus (en bleu) à l'issu de la phase de calage du modèle de transport - Baie de drainage 4 (source : VALE, 2017a)

#### Simulation des concentrations en sulfate dans les eaux de la rivière Kwé Ouest entre 2018 et 2023 :

- D'après les résultats modélisés, il est attendu que le panache de sulfates en provenance du parc à résidus atteigne la Kwé ouest. Il n'est pas fait mention de date précise mais les simulations ayant été conduites jusqu'à fin 2023, il est possible de préciser que, d'après les résultats présentés par PRNC, le panache atteindra la Kwé ouest d'ici décembre 2023.
- Les 77 mesures réalisées à la station KOL en 2020 indiquent des concentrations en sulfates comprises entre 12,7 mg/L et 67,7 mg/L, avec une moyenne de 27,1 mg/L (source : rapport annuel 2020 de suivi des eaux de surface – PRNC, 2021b). La concentration maximale mesurée en 2020 est donc inférieure à la concentration maximale modélisée en décembre 2023 (environ 100 mg/L). Toutefois pour s'assurer du caractère majorant de la modélisation réalisée, il conviendrait de s'assurer que :
  - La concentration maximale mesurée en 2023 reste bien inférieure à la concentration maximale modélisée.
  - La concentration modélisée pour un débit correspondant à celui de la Kwé ouest au moment du prélèvement ayant conduit à la concentration maximale mesurée est bien supérieure à cette dernière (67,7 mg/L).

- **Modèle « Eaux de surface » :**
  - Il faut garder en tête, lors de la lecture des résultats de modélisation, qu'une des hypothèses retenues par PRNC dans le cadre de l'étude de l'évolution à court terme des concentrations en sulfates (document [7] VALE, 2017a<sup>10</sup>) est l'absence de rejets d'eau issue du système de drainage sous la géomembrane dans la rivière, alors que ces rejets sont possibles. Par exemple en avril 2019, suite à un épisode intense de précipitations, un débordement du puits de pompage dans lequel aboutissent les 4 drains du système de drainage a conduit à un rejet dans la Kwé ouest d'environ 800 m<sup>3</sup>.
  - Les concentrations en sulfates dans la Kwé ouest sont calculées au niveau du point de suivi réglementaire KOL pour lequel des données de débit sont disponibles et utilisées pour le calcul des concentrations. Ce point d'observation KOL correspond-il au point où la concentration maximale modélisée est la plus importante ? En d'autres termes, les concentrations calculées dans les eaux souterraines en bordure de la Kwé ouest sont-elles les plus importantes à proximité du point KOL ? Si ce n'était pas le cas, cela signifierait que potentiellement (en considérant les mêmes données de débit), les concentrations dans la Kwé ouest peuvent être plus élevées que celles présentées.

### 5.3.3. Avis du BRGM

A partir des éléments identifiés par le BRGM dans les documents fournis par PRNC, la réponse à la question quant à l'évolution des concentrations à court terme n'est possible qu'à une échelle locale (les 3 points dans les eaux souterraines : WK17, WKBH110, WBH109A et en 1 point dans la Kwé ouest : KOL) et uniquement pour les sulfates.

#### Pour les eaux souterraines en aval du parc à résidus :

Les résultats de modélisation montrent que, sur la période 2018-2023 :

- La concentration en sulfates au droit de la source WK17 devrait continuer à augmenter pour tendre vers une valeur plafond qui devrait rester inférieure à 2 500 mg/L.
- La concentration en sulfates dans les eaux souterraines devrait continuer à augmenter pour tendre vers une valeur plafond qui devrait rester inférieure à 800 mg/L sur les piézomètres WKBH110 et WKBH109A.

A fin 2020<sup>11</sup>, les concentrations réellement mesurées dans les eaux souterraines (respectivement 1 300 mg/L, 250 mg/L et 420 mg/L au droit de WK17, WKBH110 et WKBH109A) sont inférieures à ces concentrations estimées par modélisation.

Entre août 2020 et juin 2021<sup>12</sup>, les concentrations réellement mesurées dans les eaux souterraines (respectivement 1 500 mg/L, 247 mg/L et 229 mg/L au droit de WK17, WKBH110 et WKBH109A) sont inférieures à ces concentrations estimées par modélisation.

#### Pour les eaux de la Kwé ouest :

D'après les résultats modélisés, il est attendu que le panache de sulfates en provenance du parc à résidus atteigne la Kwé ouest d'ici décembre 2023. La valeur de la concentration maximale attendue à la station KOL, à fin 2023, est d'environ 100 mg/L.

---

<sup>10</sup> « Analyse prévisionnelle de l'extension du panache de sulfate en aval du parc à résidu sur la période 2018-2023 ».

<sup>11</sup> Données disponibles dans les documents consultés dans le cadre de l'expertise.

<sup>12</sup> Données complémentaires fournies par PRNC par mail du 17/11/22.

En 2020<sup>8</sup>, la concentration maximale réellement mesurée dans la Kwé ouest à la station KOL (environ 70 mg/L) est inférieure à la concentration maximale modélisée.

Entre août 2020 et juin 2021<sup>9</sup>, la concentration maximale réellement mesurée dans la Kwé ouest à la station KOL (20 mg/L) est inférieure à la concentration maximale modélisée.

Ces conclusions restent toutefois à prendre avec précaution car un certain nombre de questions persistent quant aux hypothèses considérées dans les estimations réalisées (cf. remarques du BRGM formulées ci-avant).

#### 5.3.4. Recommandations du BRGM

Afin de répondre à la question de l'évolution attendue des concentrations **à court terme** des différents polluants dans le milieu naturel, le BRGM émet les principales recommandations suivantes :

- **R.3.1.** Apporter des éléments de réponse aux remarques / questions formulées par le BRGM dans le paragraphe 5.3.2.
- **R.3.2.** Estimer l'évolution des concentrations pour les substances autres que les sulfates. Cette substance constitue un bon traceur en termes de mobilité et donc en termes d'extension maximale du panache. En revanche, il ne s'agit pas de la substance la plus pénalisante en termes de toxicité et d'écotoxicité.

L'estimation de l'évolution des concentrations s'avère, a priori, relativement aisée dans les eaux souterraines, à partir des résultats du sulfate<sup>13</sup>. Pour l'estimation des concentrations pour les autres substances dans la Kwé ouest, cela nécessite de prendre en compte les données de qualité avant la construction du parc à résidu actuel.

- **R.3.3.** Présenter les résultats de modélisation dans les eaux souterraines sous forme de carte d'extension des concentrations calculées et de graphiques d'évolution des concentrations avec le temps, en d'autres points que les 3 points retenus. L'objectif de cette recommandation est de mieux rendre compte de l'extension spatiale du panache et de son évolution temporelle à court terme (jusque fin 2023).
- **R.3.4.** Mettre à jour régulièrement les calculs dans les eaux souterraines et les eaux de surface, et comparer les résultats avec les données observées (sur le maximum de points parmi les points suivis). L'objectif de cette recommandation est de vérifier le bon calage de la modélisation par rapport à la réalité et d'améliorer le modèle si besoin.

### 5.4. Evolution à moyen terme

#### 5.4.1. Eléments de réponse à la question Q3

Le document VALE, 2016a, intitulé « Analyse des effets potentiels du projet de stockage de résidus asséchés sur la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest », est utilisé ici pour apporter des éléments de réponse quant à l'évolution à moyen terme des concentrations dans les eaux de la Kwé Ouest. En effet, ce document tient compte de l'évolution des aménagements, en particulier du développement du projet Lucy 1.0 pour lequel PRNC dispose d'une autorisation réglementaire (arrêté n° 3690-2017/ARR/DIMENC du 29 novembre 2017).

---

<sup>13</sup> Substance considérée comme étant un traceur parfait donc le flux massique dans les eaux souterraines de n'importe quel élément chimique peut, a priori, être déduit des résultats obtenus avec cette substance.



Le document VALE, 2016a a été rédigé par VALE NC dans le cadre du projet de conversion du parc à résidus humides en versé à résidus asséchés et de sa demande d'autorisation d'exploiter, au titre des installations classées pour la protection de l'environnement. Ce document présente les résultats de l'étude d'impact visant à évaluer les effets potentiels de ce projet sur la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest. Il présente également les conditions sous lesquelles il est possible de rejeter volontairement, dans la Kwé Ouest, de l'eau des 3 bassins de collecte prévus en aval du stockage (appelée « eau de contact »). Il est à noter que le rejet volontaire dans la Kwé ouest n'est plus une option envisagée actuellement (source : PRNC).

Les sources et vecteurs potentiels de modifications de la qualité des eaux de la rivière sont présentés sur la figure ci-après (Illustration 62).

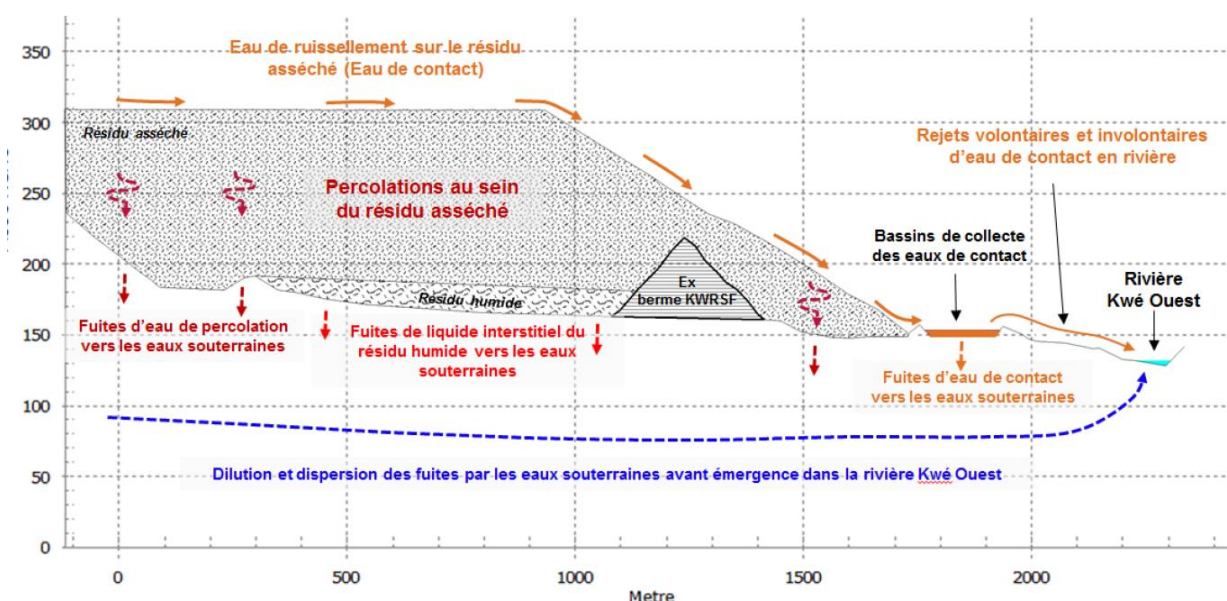


Illustration 62 - Sources et vecteurs potentiels de modification de la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest (source : VALE, 2016a)

Les trois sources considérées par PRNC sont les suivantes :

- Le liquide interstitiel du résidu humide stocké actuellement dans le parc à résidu (appelé « eaux de constitution »).
- Les eaux de pluie qui vont s'infiltrer dans les résidus asséchés (appelées « eaux de percolation »). Durant leur percolation, ces eaux vont progressivement se charger en éléments chimiques par lixiviation du résidu asséché.
- Les eaux de pluie qui vont ruisseler au sommet des zones de stockage du résidu asséché (appelées « eaux de contact »). Ces eaux vont également se charger en éléments chimiques par solubilisation plus ou moins rapide du résidu asséché.

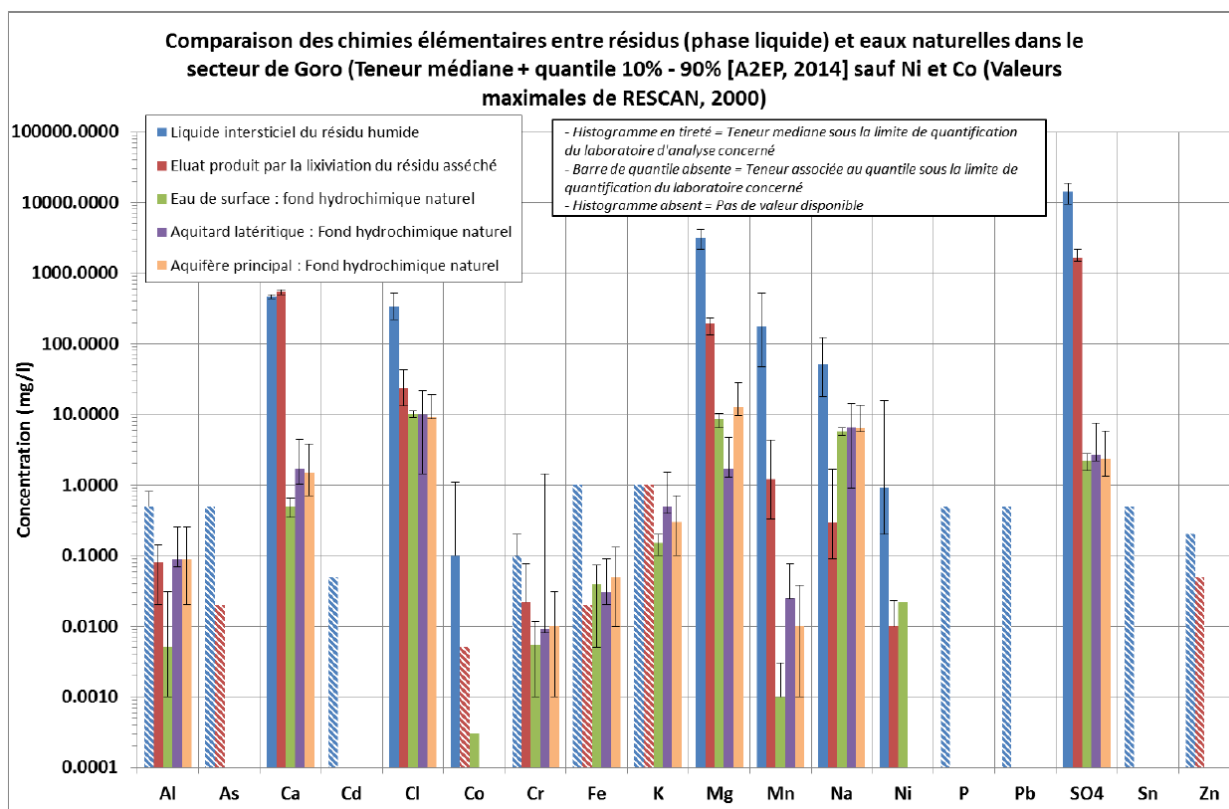
Les trois vecteurs potentiels considérés par PRNC sont les suivants :

- Transfert par les eaux souterraines : Au droit des zones de stockage du résidu (humide ou asséché) et des bassins de collecte des eaux de contact, il est fait l'hypothèse que des fuites pourront se mettre en place malgré les différents dispositifs d'étanchéification et de collecte qui sont ou seront installés. Ces flux, plus ou moins chargés en éléments chimiques, vont se diluer, se disperser progressivement dans les eaux souterraines en suivant le gradient hydraulique naturel, et ensuite alimenter la rivière Kwé Ouest.

- Rejet volontaire d'eau de contact dans la rivière : Le projet Lucy prévoit que les eaux de contact collectées seront progressivement envoyées par pompage vers l'unité de traitement (unité 285) afin d'être traitées puis rejetées en mer via l'émissaire marin. Une alternative consisterait à rejeter tout ou partie de ces eaux de contact en rivière dès que les conditions hydrologiques de la Kwé Ouest et/ou la qualité de ces eaux de contact le permettent. Cette alternative n'est plus une option envisagée actuellement (source : PRNC).
- Déversement non contrôlé d'eau de contact en rivière : Les bassins de collecte ont été conçus pour retenir intégralement une pluie de durée 24 heures et de période de retour 2 ans. Lorsque les précipitations dépassent ce critère, le bassin central déborde par un déversoir de sécurité qui envoie les eaux vers la rivière Kwé Ouest.

#### Choix des éléments chimiques retenus dans le cadre de l'étude :

Les compositions chimiques de l'eau de constitution et de l'eau de percolation ont fait l'objet d'une comparaison avec les fonds hydrochimiques naturels des eaux de surface et souterraines. Les résultats obtenus à l'issue de cette étude sont résumés à la figure ci-après (Illustration 63).



*Illustration 63 - Comparaison des chimies élémentaires entre la phase liquide des résidus (humide et asséché) et les eaux naturelles dans le secteur de Goro (Source : VALE, 2016a)*

Sur la base de cette étude comparative, les éléments chimiques suivants ont été retenus dans le cadre de l'évaluation des modifications chimiques potentiellement induites par le projet Lucy 1.0 : SO<sub>4</sub>, Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr.

### Evaluation des termes sources :

Les caractéristiques chimiques retenues pour l'eau de constitution du résidu humide correspondent à la composition chimique moyenne des résidus humides produits entre janvier 2015 et juin 2016 (Tableau 5).

	Composition chimique moyenne de l'eau de constitution du résidu humide
SO4 (g/l)	14.16
Mg (mg/l)	3194
Ca (mg/l)	471
Cl (mg/l)	360
Na (mg/l)	60
Mn (mg/l)	232
Ni (µ/l)	8400
Co (µg/l)	600
Cr (µg/l)	100

Tableau 5 - Composition chimique moyenne retenue pour l'eau de constitution du résidu humide  
(Source : VALE, 2016a)

La composition chimique des eaux de percolation est donnée par les études de lixiviation du résidu asséché réalisées dans le cadre du projet Lucy.

	Composition chimique de l'eau de percolation dans le résidu asséché		
	Quantile 10%	Moyenne	Quantile 90%
SO4 (g/l)	1.47	1.7	2.14
Mg (mg/l)	132	183	229
Ca (mg/l)	495	547	581
Cl (mg/l)	13	27	43
Na (mg/l)	0.09	0.75	1.68
Mn (mg/l)	0.33	3.33	4.39
Ni (µ/l)	0	10	23
Co (µg/l)	0	0	0
Cr (µg/l)	10	36	81

Tableau 6 - Composition chimique moyenne retenue pour l'eau de percolation dans le résidu asséché  
(Source : VALE, 2016a)

Pour les eaux de contact sous les bassins de collecte, il a été considéré que leur composition chimique correspondait à celle de l'eau de percolation.

### Méthodologie pour l'évaluation du transfert dans les eaux souterraines :

L'évaluation du transfert par les eaux souterraines des éléments chimiques provenant des différentes sources a été réalisée à l'aide d'un modèle mathématique de transport de soluté développé par Artelia, avec le logiciel Feflow (2016). Pour chacun des trois termes source, un débit de fuite et une valeur de concentration en élément chimique sont entrés dans le modèle (sauf pour le débit de fuite du résidu humide qui est calculé par le modèle).

Les deux hypothèses de travail suivantes ont été retenues durant les simulations :

- Les sources de solutés sont infinies.
- Aucune interaction géochimique entre l'encaissant géologique et les eaux souterraines n'est prise en compte.

Le résultat de simulation est un flux massique (pour l'élément chimique considéré) qui arrive dans la rivière Kwé Ouest juste en amont de la station limnimétrique KOL.

### Méthodologie pour l'évaluation de l'impact dans la Kwé Ouest :

- Méthodologie d'évaluation de la modification chimique des eaux de la Kwé Ouest par les transferts de solutés dans les eaux souterraines (sans rejets des eaux de contact) :

Cette évaluation a été réalisée en appliquant un modèle simple de dilution aux flux massiques souterrains calculés par le modèle de transport développé par Artelia, en intégrant les flux massiques issus du fond hydrochimique de la rivière Kwé Ouest en situation naturelle (avant la construction du parc à résidu actuel de la Kwé Ouest). Ce fond hydrochimique est issu de l'étude Rescan (2000) et A2EP (2012).

Pour chaque élément chimique considéré, l'approche a consisté à calculer une concentration dans la rivière en divisant le flux massique souterrain et le flux massique du fond hydrochimique en situation naturelle par le débit de la rivière au pas de temps journalier. Pour les débits inférieurs à 0,1m<sup>3</sup>/s, le flux massique souterrain sélectionné correspond aux basses eaux. Au-dessus de cette valeur, c'est le flux massique moyen qui est utilisé.

Les valeurs de débit de rivière sont issues d'une courbe de débit classée établie sur la base des données disponibles entre 2006 et 2012 au niveau de la station limnimétrique KOL. Cette approche permet d'affecter, aux valeurs de concentration ainsi calculées, une probabilité de dépassement (ou de non dépassement) au cours d'une année hydrologique qui correspond à la synthèse des années d'observations.

- Méthodologie d'évaluation de la modification chimique des eaux de la Kwé Ouest par les rejets volontaires d'eau de contact en rivière :

L'objectif de cette analyse est d'évaluer la perturbation chimique des eaux de la rivière engendrée, à la fois par les apports de solutés en provenance des eaux souterraines (fond hydrochimique naturel inclus), et à la fois par les rejets volontaires d'eau depuis le bassin central de collecte des eaux de contact. Pour chaque élément chimique considéré, cette évaluation a été réalisée à l'aide d'un calcul de dilution entre les flux massiques souterrains et les flux massiques issus du rejet volontaire. Le modèle de dilution permet de calculer le débit qu'il est possible de rejeter en fonction du débit de la rivière Kwé Ouest mesuré à la station KOL, de telle sorte que le seuil de toxicité chronique propre à chaque élément chimique considéré ne soit jamais dépassé.

- Méthodologie d'évaluation de la modification chimique des eaux de la Kwé Ouest par les rejets non contrôlés d'eau de contact en rivière

L'objectif de cette analyse est d'évaluer la perturbation chimique des eaux de la rivière engendrée, à la fois par les apports de solutés en provenance des eaux souterraines (fond hydrochimique naturel inclus) et à la fois par les déversements non contrôlés d'eau depuis le bassin central de collecte des eaux de contact.

Les études menées montrent que des débordements peuvent avoir lieu dans les deux cas suivants :

- Débordement en raison d'une pluie supérieure à la pluie de conception (pluie de durée 24h et de période de retour 2 ans).
- Débordement en raison d'un cumul important de précipitations au cours d'une année très humide. La fréquence de ces précipitations devient trop importante par rapport à la capacité de vidange des bassins de collecte par pompage.

La méthodologie retenue a consisté à évaluer individuellement l'impact d'un déversement en rivière provoqué par une pluie statistique, en considérant que les bassins de collecte étaient pleins juste avant la pluie.

L'évaluation des concentrations en éléments chimiques en rivière consécutives aux déversements non contrôlés a été réalisée à l'aide d'un calcul de dilution entre les flux massiques souterrains (incluant le fond hydrochimique naturel de la rivière) préalablement calculés, et les flux massiques issus des rejets non contrôlés.

L'évaluation finale de la perturbation est réalisée par comparaison des concentrations ainsi calculées avec le seuil de toxicité aigu de chaque élément chimique considéré.

#### Résultats :

##### Evaluation de la modification chimique des eaux de la Kwé Ouest engendrées par le transfert dans les eaux souterraines (sans rejets des eaux de contact) :

Les concentrations en polluant simulées dans la nappe par le modèle numérique réalisé par Artélia (Artélia, 2016) sont présentées dans les figures suivantes (Illustration 64, Illustration 65 et Illustration 66).



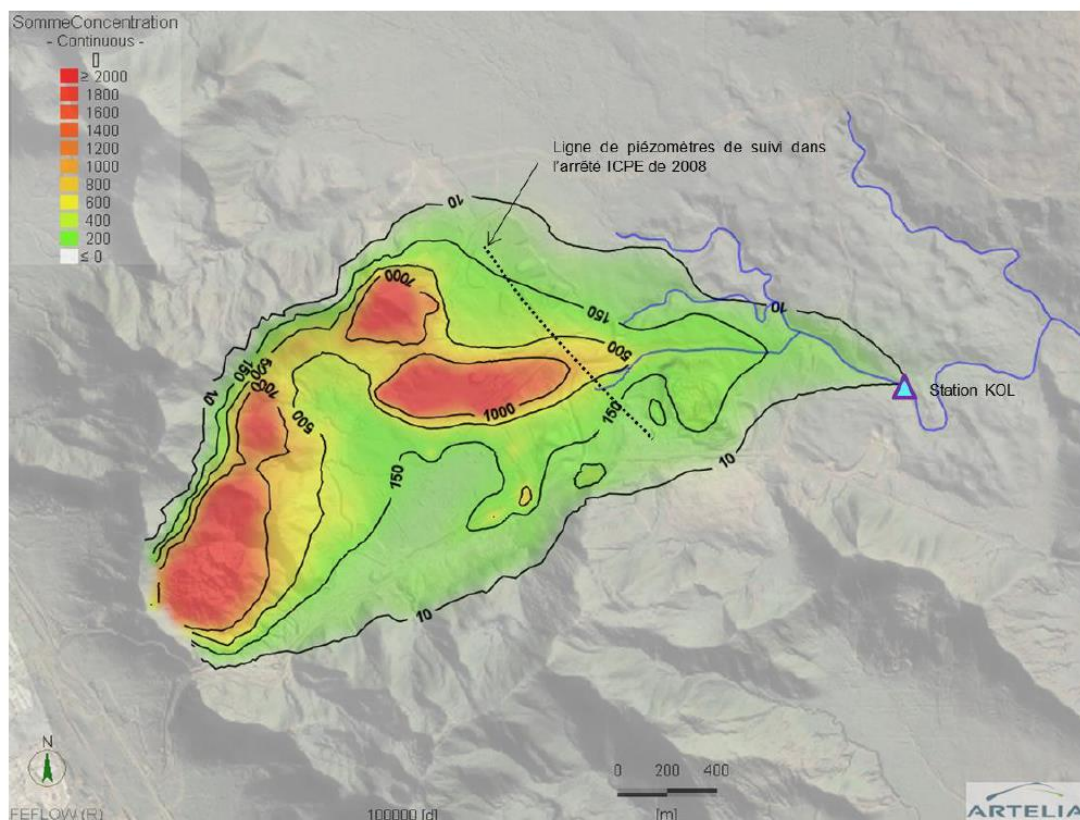


Illustration 64 - Panache final des concentrations en sulfates (mg/L).

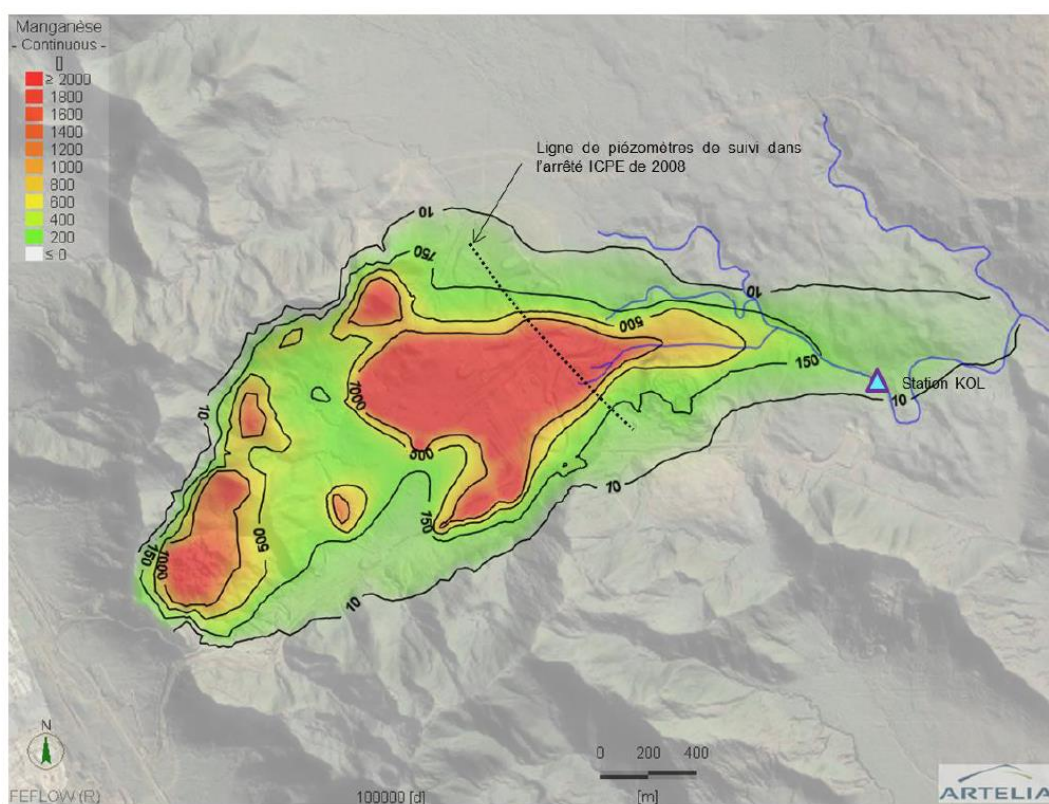


Illustration 65 - Panache final des concentrations en manganèse (µg/L).

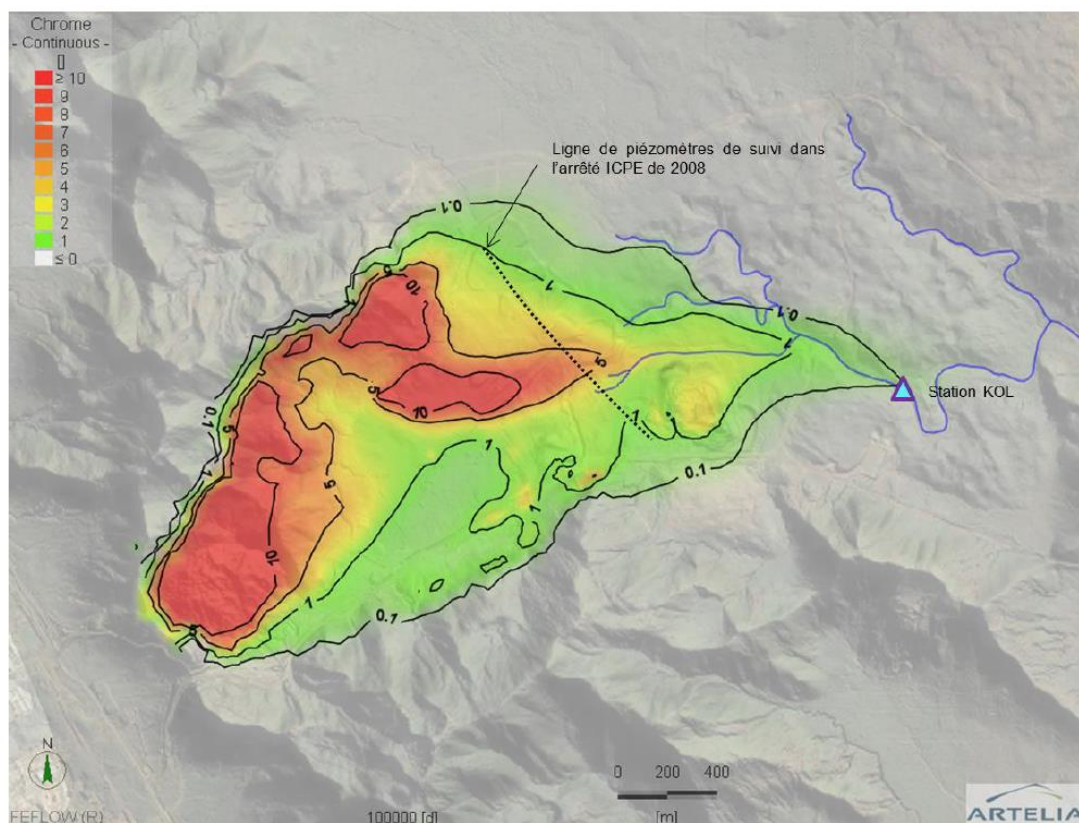


Illustration 66 - Panache final des concentrations en chrome (µg/L).

Pour chacune des substances étudiées (SO<sub>4</sub>, Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr), les résultats dans la Kwé Ouest sont présentés de manière détaillée. Un exemple de restitution des résultats pour le sulfate est présenté ci-après :

- « La concentration en sulfate dans la rivière devrait varier entre 2 et 1 824 mg/l au cours d'un cycle hydrologique complet(illustration 67).
- Une amélioration de la composition chimique moyenne est attendue par rapport à la situation actuelle. Cette valeur moyenne annuelle devrait passer de 70 mg/l à 34 mg/l grâce notamment à l'arrêt des rejets en rivière des eaux collectées sous le parc à résidu.
- Le seuil de toxicité chronique [190 mg/L] pourra être dépassé en période d'étiage. Néanmoins, cette situation ne se produirait que 3% du temps (soit 11 jours par an). Cette situation se produira dès que le débit de la rivière Kwé Ouest à la station KOL sera inférieur à 0,039 m<sup>3</sup>/s. Ceci qui correspond à une situation d'étiage médian de période de retour 2 ans.
- Le seuil de toxicité aigu [1 900 mg/L] ne devrait jamais être dépassé ».

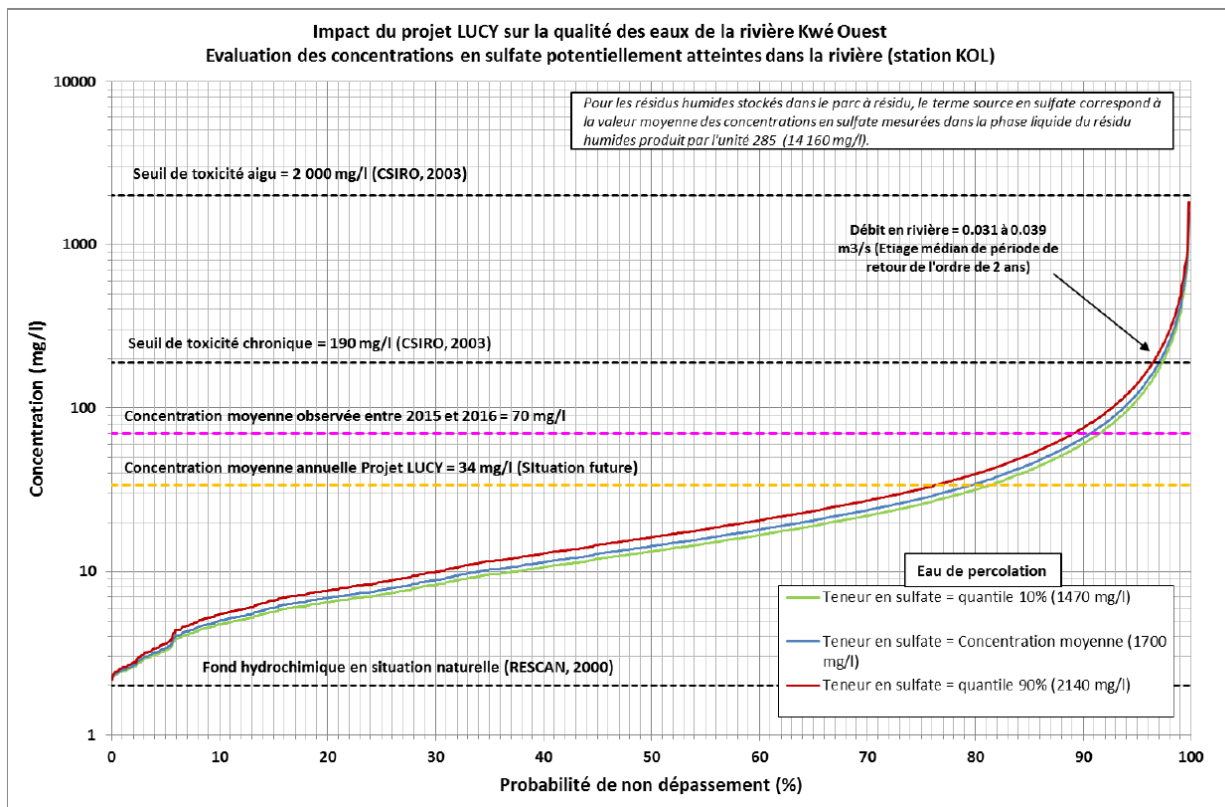


Illustration 67 - Evaluation des concentrations en sulfate potentiellement atteintes dans la rivière Kwé Ouest (Source : VALE, 2016a)

De manière plus générale, les conclusions de VALE sont les suivantes :

- « Les aménagements et les modalités d'opération du parc à résidu actuel de la Kwé Ouest influencent notablement la chimie des eaux de la rivière. Les changements constatés concernent principalement une augmentation du sulfate, du magnésium et du calcium. En parallèle, des pics de concentrations en manganèse sont observés de plus en plus fréquemment dans la rivière. Le faciès hydrochimique de la rivière évolue ainsi progressivement du pôle naturel bicarbonaté magnésien vers un pôle artificiel sulfaté calcique et magnésien.
- Le projet Lucy permettra d'atténuer cette évolution de faciès chimique grâce à une diminution attendue de la concentration moyenne annuelle en sulfate et en magnésium. D'une manière générale, une amélioration globale de la qualité des eaux de la Kwé Ouest peut être attendue au regard des différences significatives de charges minérales constatées entre l'eau de constitution et l'eau de percolation lors des études de caractérisation chimique des différents types de résidus.
- De rares dépassements des seuils de toxicité chronique seront possibles pour le sulfate, le magnésium, le manganèse et le nickel (Tableau 7). Ces dépassements pourront survenir moins de 15 jours par an et ce uniquement en période d'étiage. Pour les autres éléments chimiques, aucun dépassement des seuils de toxicité chronique n'est attendu. Les seuils de toxicité aiguë ne devraient jamais être dépassés quel que soit l'élément chimique considéré ».



Rivière Kwé Ouest (Station KOL) : Concentrations moyennes [Quantile 10% - Quantile 90%] supplémentaires attendues pour les principaux éléments chimiques présents dans le résidu humide et asséché							
	Fond hydrochimique naturel : RESCAN, 2000 ; (*) = A2EP, 2014b	Crue saisonnière	Débit moyen annuel	Etiage sec	Seuil de toxicité chronique	Seuil de toxicité aigue	Etudes de référence pour les valeurs de toxicité
		$Q_j = 17 \text{ m}^3/\text{s}$ ( $T = 2$ ans)	$Q_j = 0.640 \text{ m}^3/\text{s}$	$Q_j = 0.005 \text{ m}^3/\text{s}$ ( $T$ $= 5$ ans)			
Mg (mg/l)	5.29	5.35 [5.34 - 5.35]	6.8 [6.6 - 7]	217 [192 - 240]	50	500	CSIRO, 2003
Cl (mg/l)	9.9	9.91 [9.91 - 9.91]	10.1 [10 - 10.15]	40 [30 - 45]	117	860	U.S. Environmental Protection Agency, 1986
SO4 (mg/l)	2	2.4 [2.3 - 2.45]	12 [11 - 13]	1379 [1265 - 1596]	190	1900	CSIRO, 2003
Mn (µg/l)	2.58	5 [5 - 6]	77 [67 - 81]	0460 [8876 - 10986]	1900	17000	CSIRO, 2003
CrVI (µg/l)	10 (*)	10 [10 - 10]	10 [10 - 10.5]	37 [19 - 54]	100	310	Proposition sur la base du fond hydrochimique de la rivière Kwé Ouest (A2EP, 2014) et de la valeur limite de rejet autorisé en rivière de l'arrêté du 19 avril 2010 relatif à la gestion des déchets des industries extractives
Ni (µg/l)	22.4	22.5 [22.5 - 22.5]	24.7 [24.7-24.8]	347 [342 - 352]	52	470	U.S. Environmental Protection Agency, 1995
Co (µg/l)	0.3	0.3	0.5	23	44	288	Diamond et al., 1992
Ca (mg/l)	0.23	0.3 [0.3 - 0.3]	2.3 [2.1 - 2.4]	288 [262 - 305]	Considérés comme non toxique		-
Na (mg/l)	5.16	5.2 [5.2 - 5.2]	5.2 [5.2 - 5.2]	8 [7- 8]			

Tableau 7 - Tableau de synthèse de l'évaluation de la perturbation de la qualité de l'eau de la rivière Kwé  
Ouest par les eaux souterraines (Source : VALE, 2016a)

#### Evaluation de la modification chimique des eaux de la Kwé Ouest par les rejets volontaires d'eau de contact en rivière :

Les principaux résultats obtenus sont les suivants (Illustration 68) :

- « Le potentiel de dilution en rivière est important. Il rend possible des débits de rejet supérieurs à la capacité effective de pompage envisagée dans le bassin central de collecte des eaux de contact ( $600 \text{ m}^3/\text{h}$ ).
- Le sulfate, le magnésium et le manganèse sont les éléments chimiques qui contraignent le plus les possibilités de rejet ».

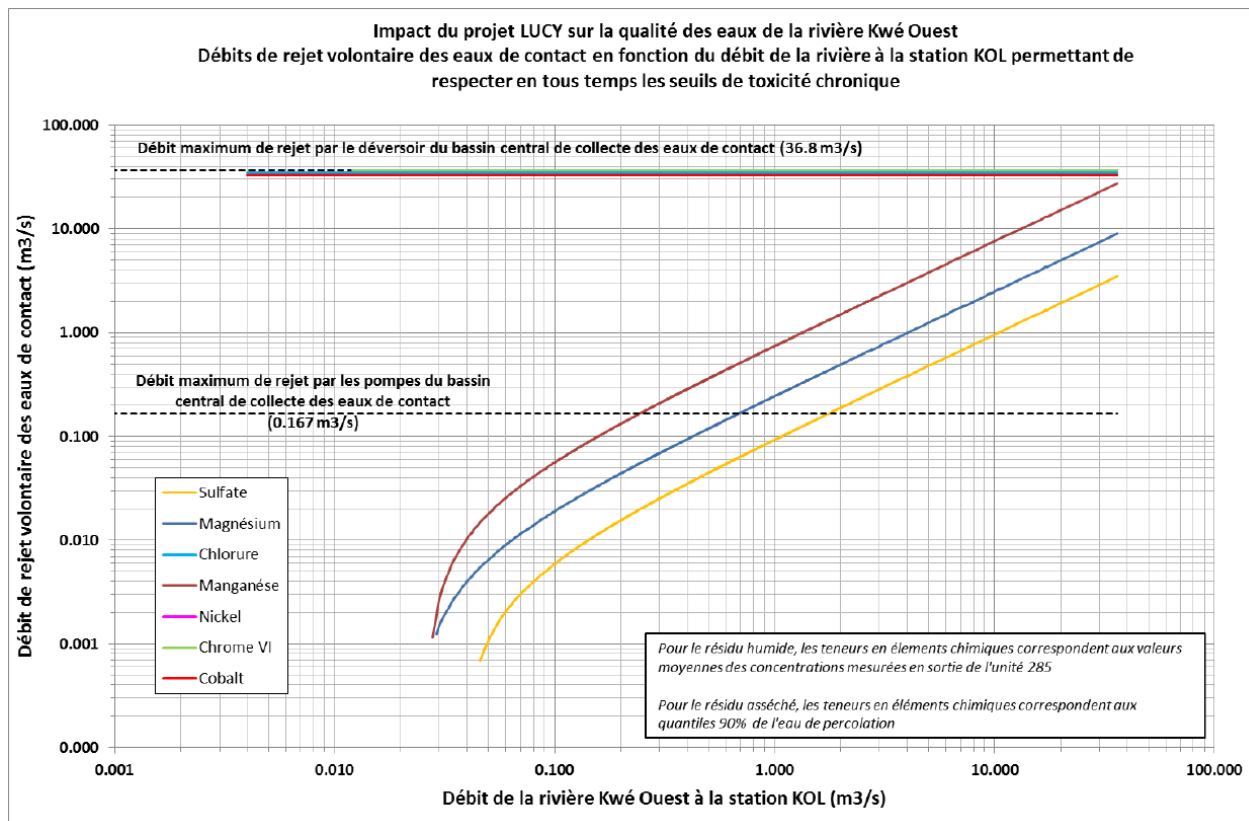


Illustration 68 - Abaque débit de rejet volontaire en fonction du débit de la Kwé Ouest à la station KOL permettant de respecter en tous temps les seuils de toxicité chronique pour les principaux éléments chimiques (Source : VALE, 2016a)

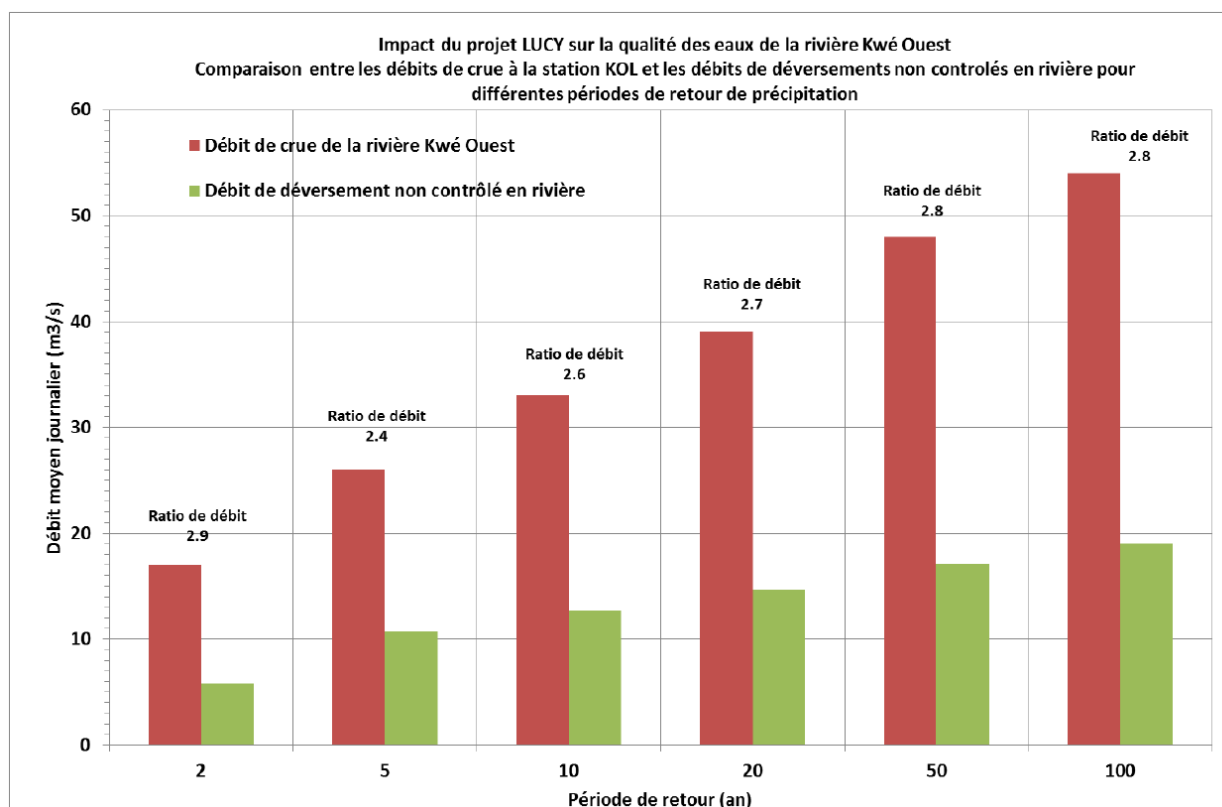
D'après l'illustration 68, le rejet n'est possible que lorsque le débit de la rivière Kwé Ouest à la station KOL dépasse 0,05 m³/s.

#### Evaluation de la modification chimique des eaux de la Kwé Ouest par les rejets non contrôlés d'eau de contact en rivière

Les résultats obtenus par VALE sont les suivants (Illustration 69 et Illustration 70):

- « La comparaison entre les débits de rejet non contrôlés et les débits en rivière utilisés dans le cadre de cette évaluation montre que le potentiel de dilution est important quelle que soit la période de retour considérée.
- Les limites de toxicité aiguë ne sont jamais dépassées quels que soit l'élément chimique et la période de retour considérés ».





*Illustration 69 - Comparaison entre les débits de crues à la station KOL et les débits de déversements non contrôlés en rivière pour différentes périodes de retour de précipitation (Source : VALE, 2016a)*

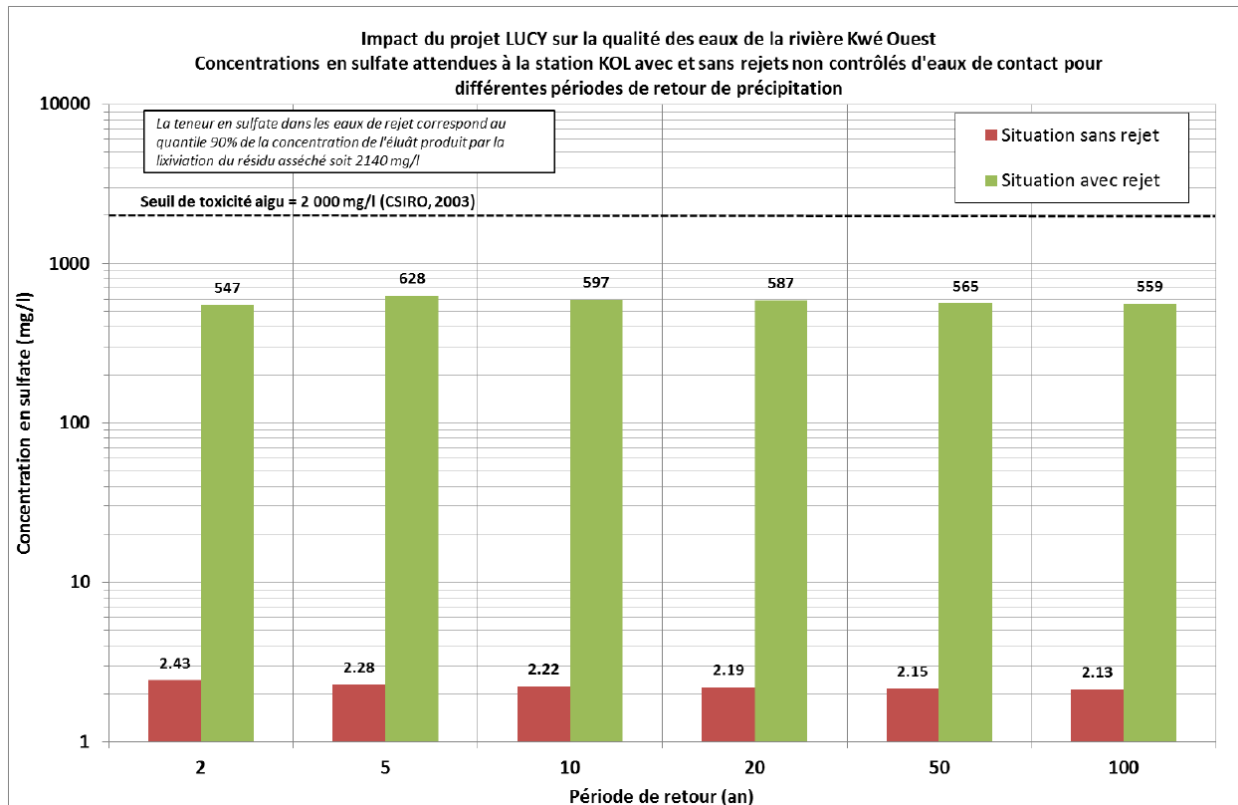


Illustration 70 - Concentrations en sulfates attendues à la station KOL, avec et sans rejets non contrôlés d'eau de contact pour différentes périodes de retour de précipitation (Source : VALE, 2016a)

#### Ré-évaluation de la composition chimique des eaux de percolation :

Il est indiqué dans le document VALE, 2020b que « des études complémentaires de caractérisation de la composition chimique des eaux de percolation (Moreton et al, 2017<sup>14</sup>; David et al, 2018<sup>15</sup>) ont été réalisées postérieurement au dépôt du dossier de demande d'autorisation du projet LUCY 1.0 au titre des ICPE. Ces études montrent que la concentration en sulfate des eaux de percolation sera probablement 3 à 4 fois plus importante que celle envisagée initialement (de l'ordre de 6 g/l contre 1,7 g/l).

La différence est due à la nature des tests de lixiviation réalisés (lixiviation en batch normalisée pour LUCY 1.0 et lixiviation en colonne postérieurement). Les tests postérieurs à LUCY 1.0 ont montré que les flux d'eau de pluie percolant au travers du résidu asséché n'étaient pas suffisamment importants pour laver/chasser la fraction d'eau de constitution restant dans la porosité du résidu après assèchement, et ceci en raison de la faible perméabilité de ce matériau. Pour une durée de 25 ans de stockage sous les intempéries, une dilution de l'ordre de 2 à 3 fois de l'eau de constitution piégée dans la porosité du résidu asséché peut être raisonnablement attendue (soit un passage de l'ordre de 14g/l à 6 g/l de sulfate) ».

<sup>14</sup> Moreton B, Fernandez J-M, Laurent A, Haddad L, Kaplan H, 2017. Réalisation d'essais géochimiques sur des résidus asséchés mélangés avec des cendres volantes. Contrat 141-VI-17-P / L00058/0001, 67p.

<sup>15</sup> David M, Moreton B, Fernandez J-M, 2018. Réalisation d'essais géochimiques sur un mélange de déchets miniers : résidus asséchés et latérite rouge. Contrats AEL/Vale6NC n° L09845/0001 et L13381/0001, 99p.

Sur cette base (concentration en sulfate de 6g/l pour l'eau de percolation), une nouvelle série de simulations de dilution a été effectuée. Le résultat obtenu est que « *la performance environnementale du projet LUCY 1.0 est significativement dégradée par rapport à celle présentée dans le dossier ICPE de 2017* ». L'illustration 71 présente ce résultat. **Le seuil de toxicité aigu (1 900 mg/L) pourra donc être dépassé en période d'étiage.**

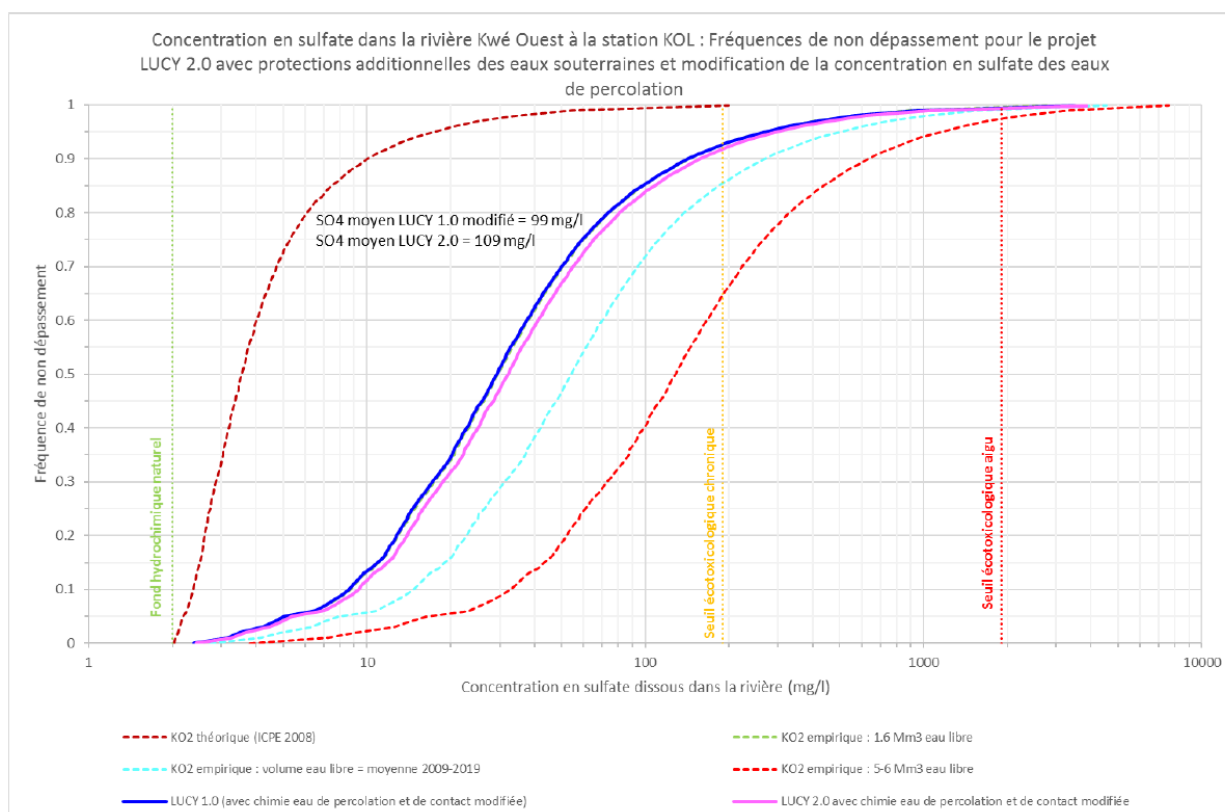


Illustration 71 - Evaluation des concentrations en sulfate dans la Kwé ouest (station KOL) avec modification de la concentration des eaux de percolation (Source : VALE, 2020b)

#### 5.4.2. Remarques du BRGM

- Evaluation des termes sources (composition des résidus) :
  - Il est indiqué dans le document VALE, 2020b que « *les effets potentiels des nouvelles modalités de production de l'usine (passage du NiO au NHC<sup>16</sup> et diminution de la part de saprolite dans le mélange de minerai traité) sur la chimie du résidu ne sont pas pris en compte dans la présente étude* ». La question se pose donc de savoir ce que la prise en compte de l'évolution de la chimie des résidus changerait en termes d'impact, pour les différentes substances.

#### Evaluation du transfert dans les eaux souterraines :

Plusieurs questions se posent quant aux hypothèses considérées.

<sup>16</sup> Nickel hydroxyde cake

○ Modélisation des écoulements :

- Plusieurs scénarios de tassement des résidus ont été testés par VALE :
  - Diminution de la perméabilité d'un ordre de grandeur sur les 2 formations aquifères (latérites et saprolites) pour 100 mètres de stack, puis une évolution linéaire de la diminution de perméabilité avec la hauteur de résidus.
  - Pas de diminution de la perméabilité avec la charge.
  - 2 ordres de grandeur de diminution pour 100 mètres de stack.
  - 3 ordres de grandeur de diminution pour 100 mètres de stack.

Parmi ces scénarios, lequel a finalement été retenu pour la modélisation du transport ? Ce choix est-il sécuritaire en termes d'impact sur la ressource en eau ?

- En l'absence d'essai de pompage (hormis en WK17) dans le secteur modélisé, une des limites identifiées par le BRGM est le manque de connaissances relatif aux paramètres hydrodynamiques. En particulier, le champ de perméabilité retenu après calage de la piézométrie reste donc à prendre avec précaution.

○ Modélisation du transport :

- L'hypothèse « *sources de solutés infinies* » est considérée réaliste dans la mesure où les débits attendus de percolation sont faibles (en raison de la faible perméabilité des résidus) et les quantités d'éléments chimiques disponibles à la lixiviation sont très importantes.
- L'hypothèse « *absence d'interaction géochimique entre l'encaissant géologique et les eaux souterraines* » est considérée sécuritaire en termes d'impact, dans la mesure où cela revient à considérer que les solutés se déplacent à la même vitesse que les eaux souterraines (pas d'effet retard) et qu'il n'y a pas d'atténuation des concentrations liée à une éventuelle interaction.
- Sauf erreur de la part du BRGM, les documents « Hatch, 2016 » relatifs à l'évaluation des débits de fuite provenant des résidus asséchés et au droit des bassins de collecte, n'ont pas été fournis par PRNC. Il n'a donc pas été possible d'émettre un avis sur la pertinence des hypothèses retenues sur ce point.
- Il est indiqué dans Artélia, 2016 que les caractéristiques de la géomembrane placée sous les bassins de contact sont les suivantes : 2,5 défauts de 3,1 mm<sup>2</sup>. Or d'après les calculs présentés en annexe du même document, ce cas (2,5 défauts de 3,1 mm<sup>2</sup>) correspond au cas aboutissant à la perméabilité équivalente la plus faible ( $1,5 \cdot 10^{-13}$  m/s), et donc au débit de fuite traversant la géomembrane le plus faible. Le choix de cette hypothèse est à justifier davantage car il n'apparaît pas sécuritaire en termes d'impact.
- Remarques sur les résultats obtenus :
  - A quoi correspond l'extension des panaches proposée dans Artélia, 2016 (cf. Illustration 64, Illustration 65 et Illustration 66) et appelée « panache final » ? : s'agit-il d'un panache stabilisé au bout d'un temps très long, d'un panache obtenu à la fin de la simulation (dont la date serait à préciser le cas échéant) ... ?

- D'après l'extension du panache proposée pour les sulfates (Illustration 64), la concentration estimée au pied de la berme (inférieure à 1 000 mg/L au niveau de la ligne en pointillé qui semble correspondre à la ligne reliant WK6-9 à WK6-13) est inférieure à celle mesurée à fin 2020 (environ 1 300 mg/L en WK17). Le modèle ne semble donc pas sécuritaire en aval immédiat de la berme sur ce point.
- Evaluation de l'impact dans la Kwé ouest :
  - Evaluation de la modification chimique par les transferts de soluté dans les eaux souterraines :
    - Les conditions de recharge retenues dans le modèle d'écoulement correspondent à une situation moyenne. Il est en effet indiqué dans VALE, 2016a que :

*« Pour les débits inférieurs à 0,1 m<sup>3</sup>/s, le flux massique souterrain sélectionné correspond aux basses eaux. Au-dessus de cette valeur, c'est le flux massique moyen qui est utilisé. »*

La question se pose de savoir si les conditions de moyennes et basses eaux correspondent aux situations les plus majorantes en termes d'impact. En effet, une situation d'écoulement en période de hautes eaux conduirait, à proximité de la Kwé, à un flux massique dans les eaux souterraines vers la Kwé Ouest plus important, et donc potentiellement (selon le débit du cours d'eau considéré) à une concentration dans les eaux de la rivière également plus importante. La situation de recharge moyenne retenue est donc à justifier plus précisément et le cas échéant, si la situation de hautes eaux est plus pénalisante, il conviendrait de considérer cette dernière situation.
    - Comme pour l'estimation de l'évolution à court terme des concentrations, KOL est le point cible pour lequel les concentrations sont calculées dans la Kwé Ouest. La même question se pose : est-ce que KOL correspond au point d'impact le plus important ?
  - Evaluation de la modification chimique par les rejets contrôlés d'eau de contact en rivière :
    - Même si le volet « toxicité et écotoxicité » ne fait pas partie de la présente expertise, le BRGM souligne le fait que les hypothèses retenues reviennent à considérer que les concentrations dans la Kwé Ouest, au niveau de KOL, soient du même ordre de grandeur que les seuils de toxicité chronique.
  - Evaluation de la modification chimique par les rejets non contrôlés d'eau de contact en rivière :
    - Les résultats obtenus (Illustration 69) montrent qu'il y a seulement un ratio de 3 entre le débit de crue de la rivière Kwé Ouest et le débit de déversement non contrôlé en rivière. Les concentrations résultantes dans la Kwé Ouest à la station KOL (Illustration 70) restent en deçà du seuil de toxicité aigu mais dépassent toutefois le seuil de toxicité chronique, quelle que soit la période de retour envisagée.



- Les éléments d'interprétation suivants concernant la prise en compte du manganèse dans les modèles sont indiqués dans le document VALE, 2017b :  
*« Les simulations réalisées montrent que la concentration moyenne annuelle en manganèse devrait augmenter par rapport à la situation actuelle. Toutefois, ces résultats doivent être nuancés dans la mesure où les phénomènes d'absorption du manganèse sur l'encaissant géologique qui sont observés dans le secteur de la Kwé Ouest n'ont pas été pris en compte dans l'analyse. Tant qu'ils perdureront, ces phénomènes devraient efficacement atténuer l'impact du projet Lucy sur la qualité de l'eau de la rivière ».*

Ces éléments amènent donc directement à la question du devenir du manganèse une fois que les sites d'adsorption seront saturés et de l'impact associé sur la qualité de la Kwé.

#### 5.4.3. Avis du BRGM

- A partir des éléments identifiés par le BRGM dans les documents fournis par PRNC, il est possible de répondre partiellement à la question sur l'évolution des concentrations à moyen terme (c'est-à-dire tenant compte des aménagements prévus dans le cadre du projet Lucy 1.0), au niveau de la Kwé Ouest au niveau de la station KOL, pour les sulfates, et sous forme de concentration en fonction d'une probabilité de non dépassement.
- D'autres estimations ont également été faites, mais elles ne tiennent pas compte des études récentes montrant que la concentration en sulfates des eaux de percolation sera probablement 3 à 4 fois plus importante que celle envisagée lors du dépôt du dossier de demande d'autorisation du projet LUCY. Ces estimations sont les suivantes :
  - Dans les eaux souterraines en aval du stockage sous forme de carte d'extension du panache pour SO<sub>4</sub>, Mn et Cr.
  - Dans la Kwé Ouest, au niveau de la station KOL, pour Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr, sous forme de concentration en fonction d'une probabilité de non dépassement.
- Il est à noter que l'évaluation de l'impact du projet Lucy 1.0 est réalisée sans tenir compte de l'évolution de la composition chimique des résidus en lien avec les nouvelles modalités de production.

Ces conclusions restent toutefois à prendre avec précaution étant donné qu'un certain nombre de questions persistent concernant les hypothèses considérées dans les estimations réalisées (cf. remarques du BRGM formulées ci-avant).

#### 5.4.4. Recommandations du BRGM

Afin de répondre à la question de l'évolution attendue des concentrations **à moyen terme** des différents polluants dans le milieu naturel, le BRGM émet les principales recommandations suivantes :

- **R.3.5.** Apporter des éléments de réponse aux remarques / question formulées par le BRGM ci-avant (paragraphe 5.4.2).
- **R.3.6.** Prendre en compte l'évolution des nouvelles modalités de production de l'usine dans les hypothèses d'évolution de la composition des résidus utilisées dans les modèles.
- **R.3.7.** Intégrer comme données d'entrée dans les modèles (pour la définition des termes sources) les résultats des études complémentaires recommandées dans les questions Q2 et Q8 (remarques R.2.2, R.8.2 et éventuellement R.2.3 et R.8.3 si les résultats des essais sont moins sécuritaires que ceux actuellement considérés) afin de mieux cerner les caractéristiques des actuels résidus humides et des résidus asséchés.

- **R.3.8.** Sur la base de la ré-évaluation de la composition chimique des eaux de percolation,
  - Pour les sulfates, ré-évaluer l'impact des rejets non contrôlés sur la Kwé ouest ;
  - Pour les autres composés (Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr), ré-évaluer l'impact des transferts dans les eaux souterraines, des rejets non contrôlés sur la Kwé ouest.
- **R.3.9.** Présenter les résultats de modélisation dans les eaux souterraines pour SO<sub>4</sub>, Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr sous forme de cartes d'extension des concentrations calculées et de graphiques d'évolution des concentrations dans le temps, afin de mieux se rendre compte de l'évolution spatio-temporelle du panache dans les eaux souterraines.
- **R.3.10.** Mettre à jour régulièrement les calculs dans les eaux souterraines et les eaux de surface et comparer les résultats avec les données observées (sur le maximum de points parmi les points suivis). L'objectif de cette recommandation est de vérifier le bon calage de la modélisation par rapport à la réalité et d'améliorer le modèle si besoin.
- **R.3.11.** Réaliser des études complémentaires<sup>17</sup> afin d'identifier le mécanisme expliquant la « capacité tampon » de la roche encaissante latéritique lors du transport du manganèse et permettre d'en tenir compte dans l'évaluation du devenir du manganèse dans les eaux souterraines en aval du stockage de résidus. L'objectif de cette recommandation est de pouvoir prendre en compte une éventuelle saturation des sites d'adsorption du manganèse.

## 5.5. Evolution à long terme :

Le document VALE, 2020b, intitulé « Impact des projets de stockage de résidu asséché sur la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest. Comparaison entre LUCY 1.0 et 2.0 », est utilisé ici pour apporter des éléments de réponse quant à l'évolution à long terme des concentrations dans les eaux de surface.

### 5.5.1. Eléments de réponse à la question Q3

Cette étude a été réalisée afin d'estimer l'effet potentiel du projet LUCY 2.0, non encore autorisé, mais envisagé par l'exploitant, sur la qualité des eaux de la rivière Kwé Ouest. Cet effet est comparé à celui de différentes modalités de stockage des résidus humides et asséchés.

Six modalités de stockage ont été étudiées :

- Cas 1 : Parc à résidus humides tel que défini dans l'arrêté ICPE n°1466-2008 / PS du 9 octobre 2008 autorisant l'exploitation d'une aire de stockage à résidus humides et ses cellules de suivi.
- Cas 2 : Cas 1 en considérant un volume d'eau de procédé de 1,6 millions de m<sup>3</sup> stockée en permanence dans le parc KO2, sous la forme d'eau libre, surnageant au-dessus des résidus humides.
- Cas 3 : Cas 1 en considérant un volume d'eau libre qui correspond à la moyenne des volumes mesurés entre 2012 et début 2020 dans le parc KO2 (soit 3,1 millions de m<sup>3</sup>). Le cas 3 correspond donc aux conditions réelles d'exploitation du parc à résidu humide.
- Cas 4 : Cas 1 en considérant un volume d'eau libre de 5 à 6 millions de m<sup>3</sup>. Cette gamme de volume correspond au maximum observé durant la période 2012-2020.

---

<sup>17</sup> Une étude préliminaire a été réalisée par le groupement AEL/CEA (Achard et al., 2016).

- Cas 5 : Projet LUCY 1.0 tel que défini par l'arrêté ICPE n°3690-2017 / ARR / DIMENC du 29 novembre 2017, autorisant l'exploitation d'une usine d'assèchement de résidus et d'un stockage de déchets issus du procédé hydro-métallurgique.
- Cas 6 : Projet LUCY 2.0, incluant le stockage de 1,6 millions de m<sup>3</sup> d'eau libre.

Pour réaliser cette étude, un modèle simplifié de dilution a été mis en œuvre. Ce modèle est similaire à celui utilisé pour évaluer les évolutions à court et moyen terme. Les débits considérés sont les mêmes que ceux utilisés dans le cadre du projet LUCY 1.0. Ces valeurs sont issues d'une courbe de débits classés établie sur la base des mesures réalisées entre 2006 et 2012. Le point de mesure de référence correspond à la station limnimétrique KOL.

Les sources potentielles de perturbation chimique prises en compte dans l'analyse sont les suivantes :

- « Cas 1 à 6 : Fuites de liquide interstitiel contenu par le résidu humide stocké dans le parc à résidu en amont du barrage (« eaux de constitution »). Ces fuites sont engendrées par les défauts de la géomembrane étanche installée sous le parc (soudures défectueuses, déchirures, trous etc.).
- Cas 5 : Eau de pluie percolant au travers des résidus asséchés déposés en amont du barrage (« eau de percolation amont »). Au droit des zones avec géomembrane étanche, on considère que les fuites d'eau de percolation vers la nappe d'eau souterraine sont du même ordre de grandeur que celles associées au résidu humide. Dans les secteurs sans géomembrane, le débit de fuite vers la nappe correspond au débit de percolation.
- Cas 5 et 6 : Eau de pluie percolant au travers des résidus asséchés déposés en aval du barrage (« eau de percolation aval »). En l'absence de géomembrane étanche (non prévu au design), on considère que le débit de fuite vers la nappe correspond au débit de percolation.
- Cas 5 et 6 : Fuite d'eau stockée dans les bassins d'eau de contact. Ces fuites sont engendrées par les défauts de la géomembrane étanche installée sous les bassins d'eau de contact (soudures défectueuses, déchirures, trous etc.). L'eau de contact correspond à un mélange variable d'eau de pluie ruisselant à la surface des zones de stockage de résidu asséché et de la fraction de fuites d'eau de constitution qui est collectée par le système de drainage installé sous la géomembrane étanche du parc à résidu humide ».

Les résultats obtenus montrent que :

- « La performance environnementale du projet LUCY 1.0, telle que définie dans le dossier ICPE de 2017 [courbe en bleu foncé], est intrinsèquement meilleure que celle du projet LUCY 2.0 [courbe en rose] ». L'illustration 72 présente ce résultat.
- « La performance environnementale du projet LUCY 2.0 pourrait être significativement améliorée en acceptant de diminuer le volume d'eau libre dans la zone de stockage du résidu humide. Un stockage maximum de 1 million de m<sup>3</sup> permettrait de ramener les fuites d'eau de constitution à un niveau proche de celui du projet LUCY 1.0 ». L'illustration 73 présente ce résultat.

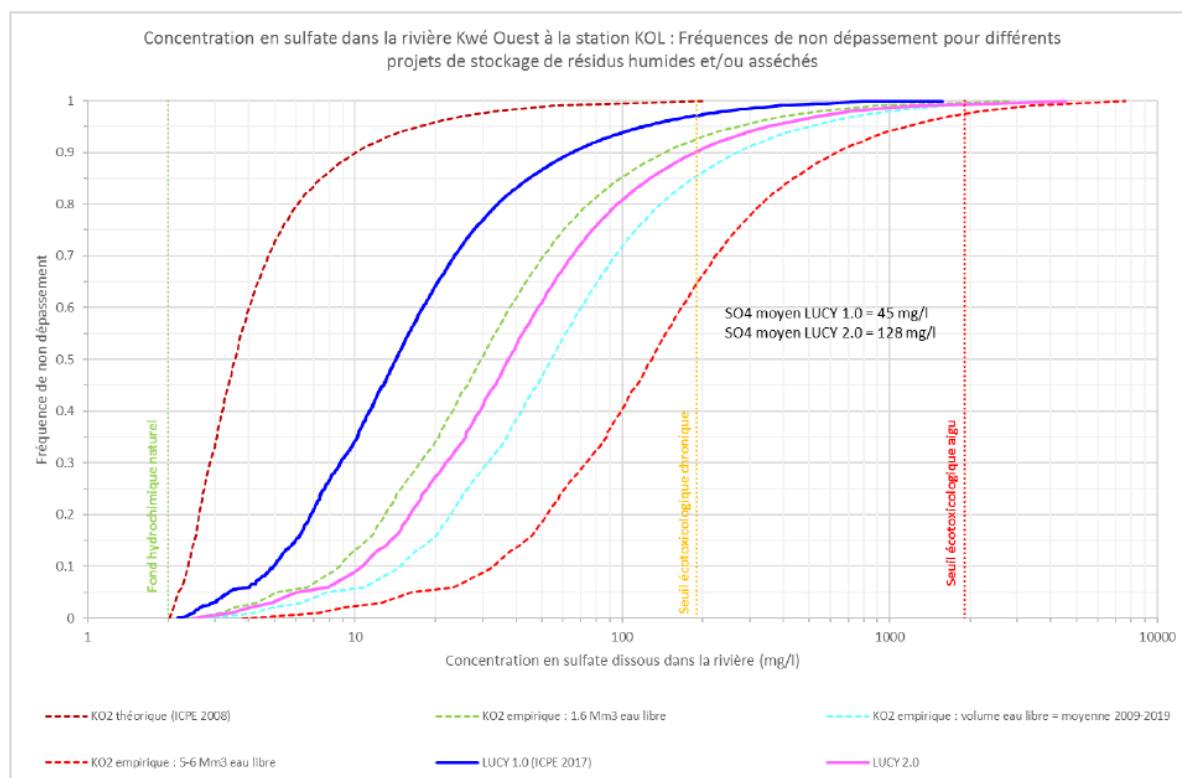


Illustration 72 - Evaluation des concentrations en sulfates dans la Kwé ouest (station KOL) en considérant la performance environnementale intrinsèque des différents cas traités (Source : VALE, 2020b)

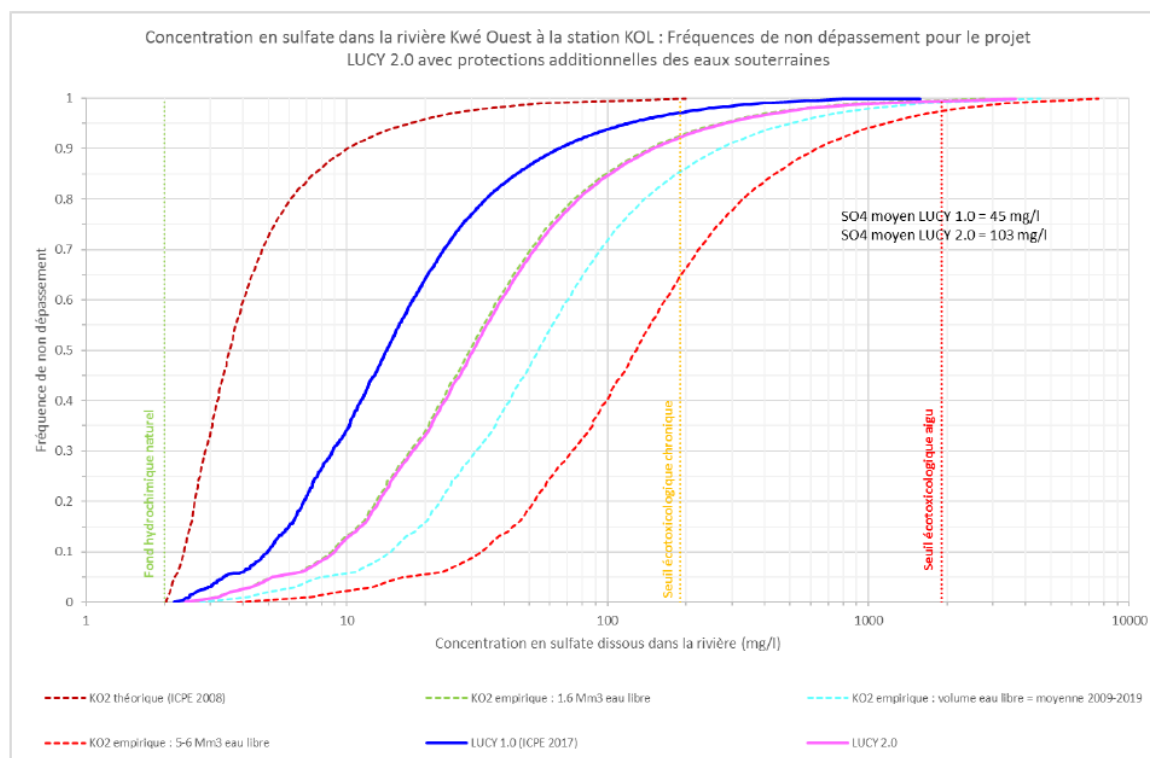


Illustration 73 - Evaluation des concentrations en sulfates dans la Kwé ouest (station KOL) en considérant la performance environnementale du projet LUCY 2.0, avec installation additionnelle de dispositifs de protection des eaux souterraines (Source : VALE, 2020b)

- « *La performance environnementale du projet LUCY 2.0 devient équivalente à celle du projet LUCY 1.0 dans l'hypothèse très vraisemblable où la charge minérale dissoute, transportée par les eaux de pluie percolant au travers des futures zones de stockage du résidu asséché, serait significativement plus importante que celle qui était envisagée en 2017. Cette performance ne peut être atteinte que si les dispositifs additionnels et optionnels de protection des eaux souterraines, envisagés dans le cadre du projet LUCY 2.0, sont effectivement mis en œuvre (réseau de collecte des eaux de percolation en « arête de poison » ou autres dispositifs sous la zone de stockage des résidus asséchés et double barrière de collecte des fuites d'eau sous les bassins d'eau de contact) ».* L'illustration 71 présente ce résultat.
- « *En se plaçant dans l'hypothèse d'une augmentation de la charge minérale dissoute dans les eaux de percolation, une dégradation significative de la performance environnementale du projet LUCY 1.0 est attendue par rapport à ce qui avait été défini dans le dossier ICPE de 2017 ».* L'illustration 71 présente ce résultat.
- Dans les deux cas (projets Lucy 1.0 et 2.0), le seuil de toxicité aigu (1 900 mg/L) pourra être dépassé en période d'étiage.

#### **5.5.2. Remarques du BRGM**

- Les modèles mis en œuvre pour évaluer les concentrations dans la Kwé Ouest étant similaires à ceux utilisés pour évaluer les évolutions à court et moyen terme, les remarques du BRGM sont identiques à celles formulées précédemment.
- Dans le cadre du projet LUCY 2.0, une partie des résidus sera stockée en aval du parc à résidus KO2, mais une autre partie sera stockée sur une ou plusieurs autres zones non encore identifiées par l'exploitant. Les estimations d'impact du projet LUCY 2.0 tiennent compte des effets en aval immédiat du parc à résidus mais pas des effets potentiels liés au stockage des résidus ailleurs qu'en aval du parc à résidus KO2. Il convient donc regarder les résultats de comparaison avec le projet LUCY 1.0 avec précaution.
- Comme pour l'estimation de l'impact à moyen terme, la question se pose de savoir ce que la prise en compte de l'évolution de la chimie des résidus changerait en termes d'impact, pour les différentes substances.
- Les hypothèses de défaut de la géomembrane pour le cas 1 (20 défauts de 1 cm<sup>2</sup> par hectare de géomembrane) sont différentes de celles considérées dans le cadre du projet LUCY (2,5 défauts de 3,1 mm<sup>2</sup> par hectare de géomembrane d'après Artélia, 2016). Cette différence est à justifier.
- Comme pour l'estimation de l'évolution à court et moyen termes des concentrations, KOL est le point cible pour lequel les concentrations sont calculées dans la Kwé Ouest. La même question se pose : Est-ce que KOL correspond au point d'impact le plus important ?

#### **5.5.3. Avis du BRGM**

- A partir des éléments identifiés par le BRGM dans les documents fournis par PRNC, il est possible de répondre à la question quant à l'évolution des concentrations à long terme (c'est-à-dire tenant compte des aménagements envisageables dans le cadre du projet Lucy 2.0) mais uniquement dans la Kwé ouest, au niveau de la station KOL, pour les sulfates, sous forme de concentration en fonction d'une probabilité de non dépassement.
- Dans les deux cas (projets Lucy 1.0 et 2.0), la concentration en sulfates à la station KOL pourra dépasser le seuil de toxicité aigu (1 900 mg/L), en période d'étiage.



- Il est à noter que l'évaluation de l'impact du projet Lucy 2.0 est réalisée sans tenir compte :
  - Des effets potentiels liés au stockage des résidus ailleurs qu'en aval du parc à résidus KO2 (zones non encore identifiées par l'exploitant).
  - De l'évolution de la composition chimique des résidus en lien avec les nouvelles modalités de production.

Ces conclusions restent toutefois à prendre avec précaution car un certain nombre de questions persistent quant aux hypothèses considérées dans les estimations réalisées (cf. remarques du BRGM formulées ci-avant).

#### **5.5.4. Recommandations du BRGM**

Afin de répondre à la question de l'évolution attendue des concentrations **à long terme** des différents polluants dans le milieu naturel, le BRGM émet les principales recommandations suivantes :

- **R.3.12.** Apporter des éléments de réponse aux remarques / questions formulées par le BRGM ci-avant.
- **R.3.13.** Prendre en compte l'évolution des nouvelles modalités de production de l'usine dans les hypothèses d'évolution de la composition des résidus utilisées dans les modèles.
- **R.3.14.** Intégrer comme données d'entrée dans les modèles (pour la définition des termes sources) les résultats des études complémentaires recommandées dans les questions Q2 et Q8 (remarques R.2.2, R.8.2 et éventuellement R.2.3 et R.8.3 si les résultats des essais sont moins sécuritaires que ceux actuellement considérés) afin de mieux cerner les caractéristiques des actuels résidus humides et des résidus asséchés.
- **R.3.15.** Présenter les résultats de modélisation dans les eaux souterraines pour SO<sub>4</sub>, Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr sous forme de cartes d'extension des concentrations calculées et de graphiques d'évolution des concentrations avec le temps, afin de mieux se rendre compte de l'évolution spatio-temporelle du panache.

## 6. Q5 : Influence potentielle d'autres sources de contaminations industrielles

### 6.1. Documents consultés dans le cadre de l'expertise

[1] Vale Nouvelle-Calédonie (Octobre 2015) Demande d'autorisation d'exploitation minière – Livret C – Etude d'impact sur l'environnement. Volet B - Etat initial du site et son environnement.

[2] Vale Nouvelle-Calédonie (Juin 2017) Usine de préparation du minerai. Note hydrogéologique. Evolution de la composition chimique des eaux souterraines en aval de la FPP : description, origine et prévision. 112p.

[3] Valé Nouvelle-Calédonie (Juin 2016) Extension de la carrière du Mamelon. Projet d'approfondissement de 145 à 138 m NGNC. Note hydrogéologique. 53p.

[4] Vale Nouvelle-Calédonie (Mai 2019) Surveillance des milieux récepteurs. Rapport Annuel 2018 Eaux Souterraines. 88p.

[5] Prony Ressources New Caledonia (Janvier 2021) Surveillance des milieux récepteurs – Rapport annuel 2020, Eaux souterraines. 88p

[6] Vale Nouvelle-Calédonie (Décembre 2019) Memorandum. Note relative à l'impact de l'UPM (FPP) sur les eaux souterraines et les eaux de surface. Bilan au 31 novembre 2019. 27p.

[7] Prony Ressources New Caledonia (Juin 2021) Surveillance des milieux récepteurs – Rapport annuel 2020, Eaux douces de surface. 118p.

[8] ŒIL (Décembre 2019) Bilan technique 2018 : Synthèse annuelle des résultats des suivis environnementaux du Grand Sud pour l'année 2018 - Observatoire de l'environnement de Nouvelle-Calédonie. Auteurs : Desoutter, L., Bertaud, A. 147p.

### 6.2. Cadre de la question

*« Existe-t-il une influence d'autres sources de contamination industrielles (par exemple eaux de process utilisées à l'unité de préparation du minerai) sur la Kwé et les sources environnantes ? »*

La question Q5 porte sur l'influence d'autres sources de contaminations industrielles sur la Kwé et les sources environnantes. Les sources potentielles situées dans les bassins versants de (i) la Creek de la Baie Nord, (ii) de la rivière Kadji et (iii) de la Baie de Prony Est (Illustration 74) ont été écartées de l'analyse car ces bassins n'alimentent pas le bassin versant de la rivière Kwé. Les impacts respectifs des installations et de activités industrielles menées sur les complexes de l'usine hydro-métallurgique, de la base-vie et du port sur les eaux de ce bassin versant ne sont par conséquent pas traités dans cette expertise. Bien que présente dans le bassin de la Kwé (i.e. bassins versants de la Kwe Est et de la Kwé Nord), la fosse minière se situe en dehors du périmètre d'étude de l'expertise défini par l'Illustration 1). Aucun document relatif à l'impact de l'exploitation de la fosse minière sur la qualité des eaux n'ayant étant versé au dossier, les potentielles sources en provenance de la fosse minière ne sont pas considérées dans le cadre de la réponse apportée ci-après.

En complément du parc à résidus KO2, dont l'impact sur les eaux souterraines et la Kwé Ouest a été expertisé dans le cadre des questions Q1 (chapitre 3) et Q3 (chapitre 5), les principales installations industrielles présentes sur le bassin versant de la Kwé Ouest sont :

- L'usine de préparation du minerai (UPM) et le centre de maintenance de la mine (CIM) adjacent (Illustration 75)
- La zone de stockage de stérile et de minerai basse teneur (SMLT), située au nord de l'UPM (Illustration 75)
- La carrière du mamelon (ou carrière d'Audemard) qui exploite un dôme isolé de péridotite et la carrière de limonite Sud (Illustration 76)

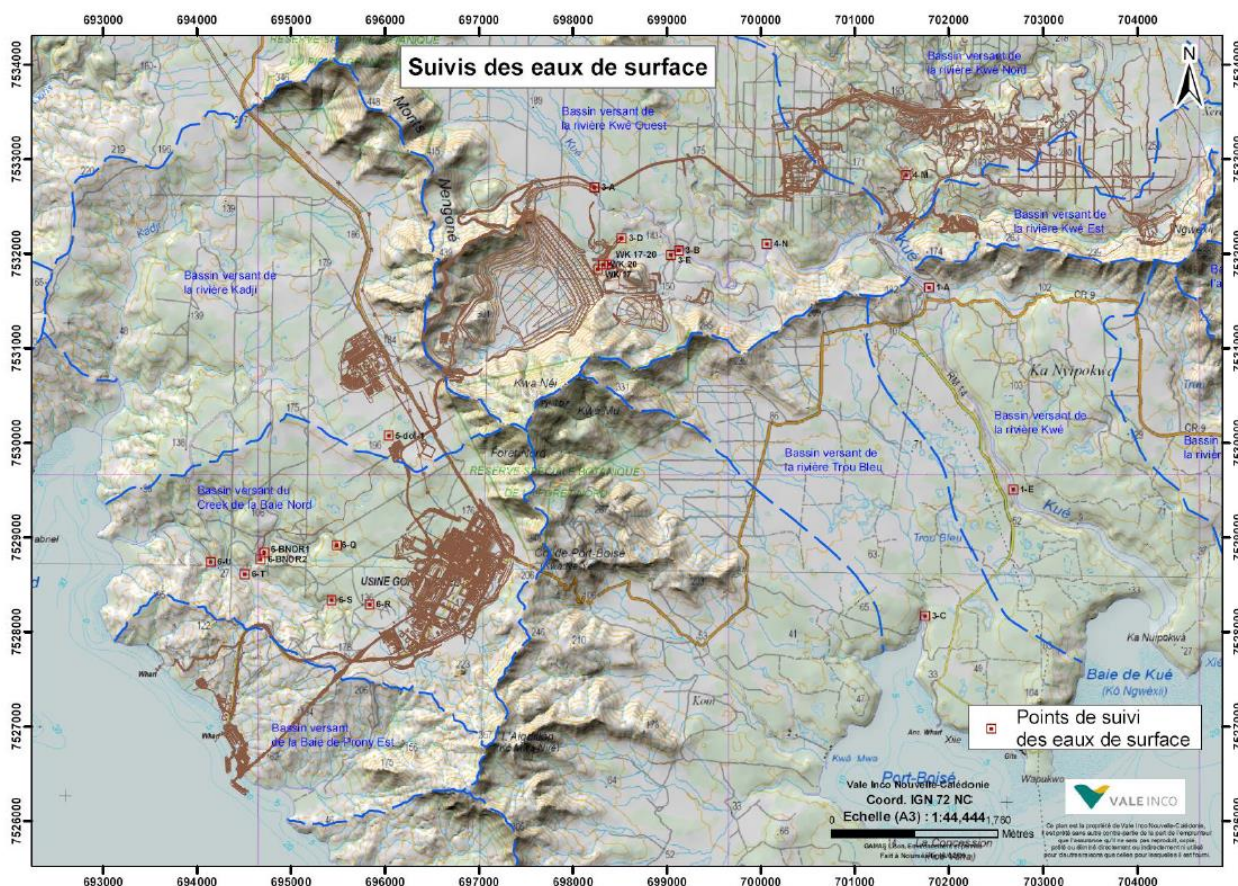
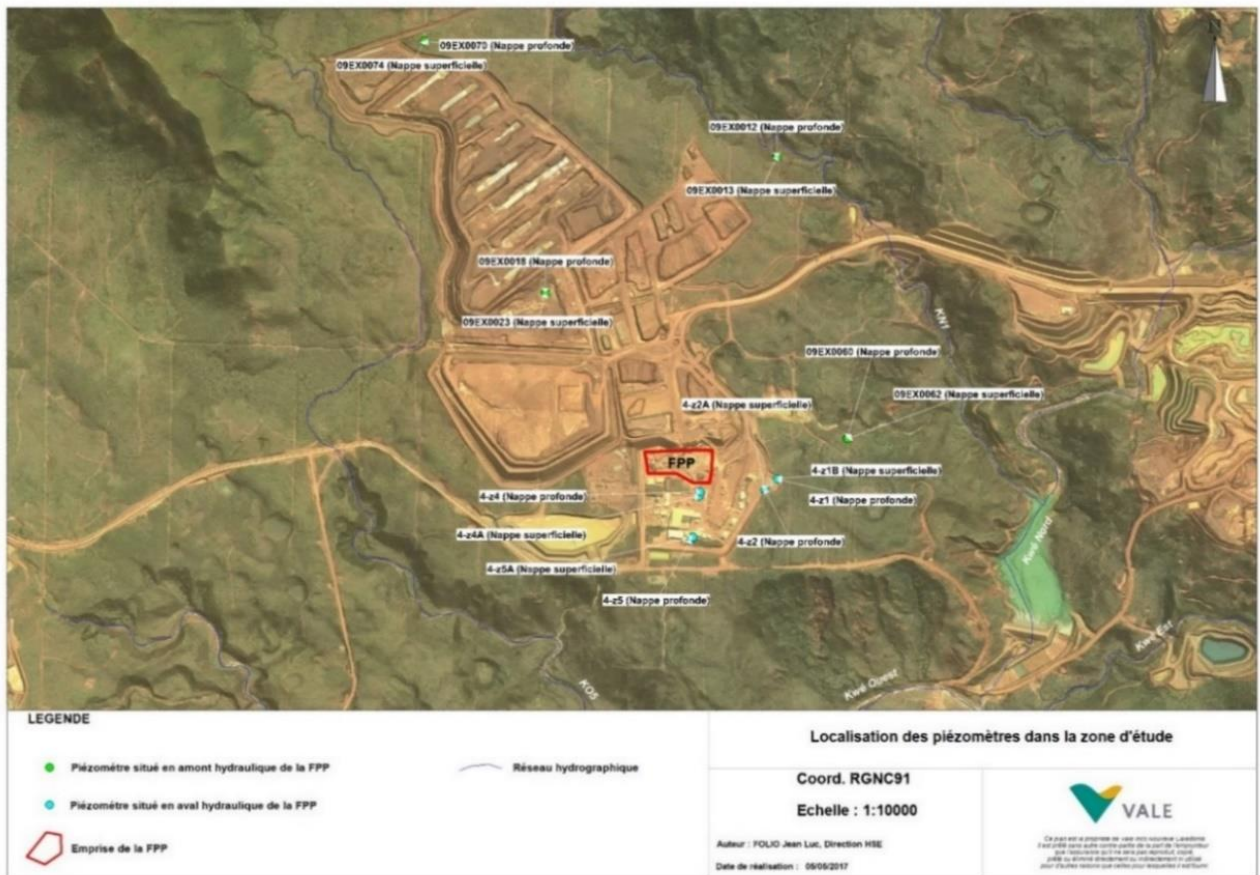


Illustration 74 - Bassins versants du complexe minier de Goro. Les carrés rouges présentent la localisation des stations de suivi des eaux de surface. Les contours marrons délimitent l'emprise au sol des différents complexes industriels de la mine (source : [1])





*Illustration 75 - Carte de l'emprise du complexe industrielle regroupant l'usine de traitement du minerai (FPP), le CIM (au sud de la FPP) et les zones de stockage de stérile et de minerai basse teneur (au nord de la FPP). Les piézomètres de surveillance sont renseignés (source – [2])*

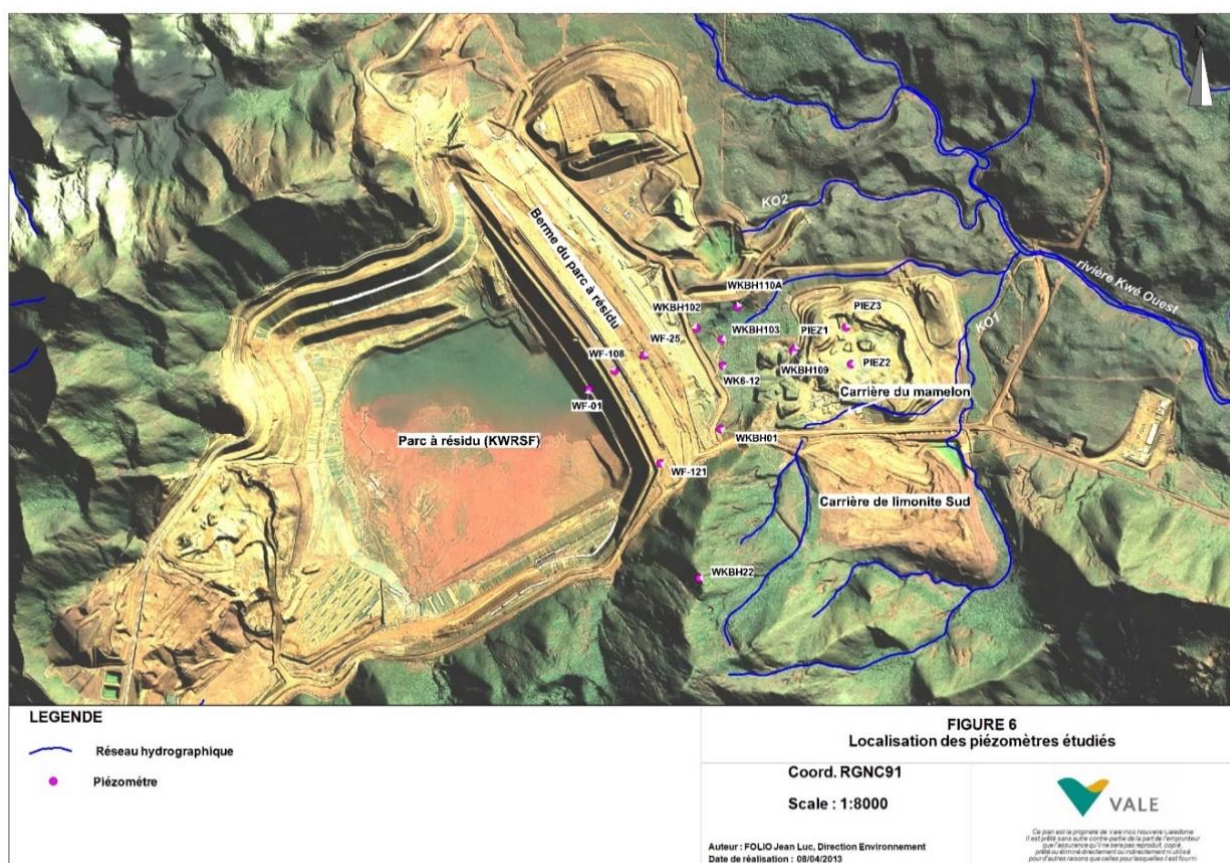


Illustration 76 - Carte de l'emprise de la carrière du mamelon et de la carrière de limonite Sud situées dans les sous bassins versant KO2 et KO1 (source : [3])

Les sources de contaminations industrielles sont étudiées à l'échelle de l'hydrosystème, intégrant les eaux souterraines (aquitard latéritique et aquifère principal) qui sont susceptibles d'affecter les eaux de surface, au niveau des sources (i.e. résurgences d'eau souterraines) ou dans le lit des affluents de la Kwé alimentés par les eaux souterraines (i.e. relation nappes – cours d'eau).

### 6.3. Synthèse des documents

Parmi les principales installations industrielles recensées précédemment comme susceptibles de constituer des sources de contaminations, les documents soumis au dossier couvrent principalement la zone de l'unité de préparation du minerai (UPM). L'UPM étant une installation classée pour Protection de l'Environnement (« ICPE »), les eaux souterraines font l'objet de suivi réglementaire conformément aux arrêtés N° 1228-2002/PS du 25 septembre 2002 modifié par les arrêtés n°541-2006/PS du 6 juin 2006, N° 890-2007/PS du 12 juillet 2007, N° 11479-2009/PS du 13 novembre 2009, N° 1466-2008/PS du 9 octobre 2008 et N° 1467-2008/PS du 9 octobre 2008 [1]. Ce suivi réglementaire vise à détecter les pollutions chroniques induites par les activités liées au projet, au même titre qu'en aval du bassin à résidu KO2. Au droit de la zone couverte par l'UPM, le programme de suivi des ICPE concerne principalement l'état de la qualité des eaux de l'aquifère principal, qui est complété par PRONY, sur une base volontaire, d'un suivi de la composition des eaux de l'aquitard [2]. Aucun seuil réglementaire de qualité des eaux souterraines n'est imposé dans l'arrêté n°1467-2008/PS du 9 octobre 2008 pour le suivi des impacts de l'activité de l'UPM

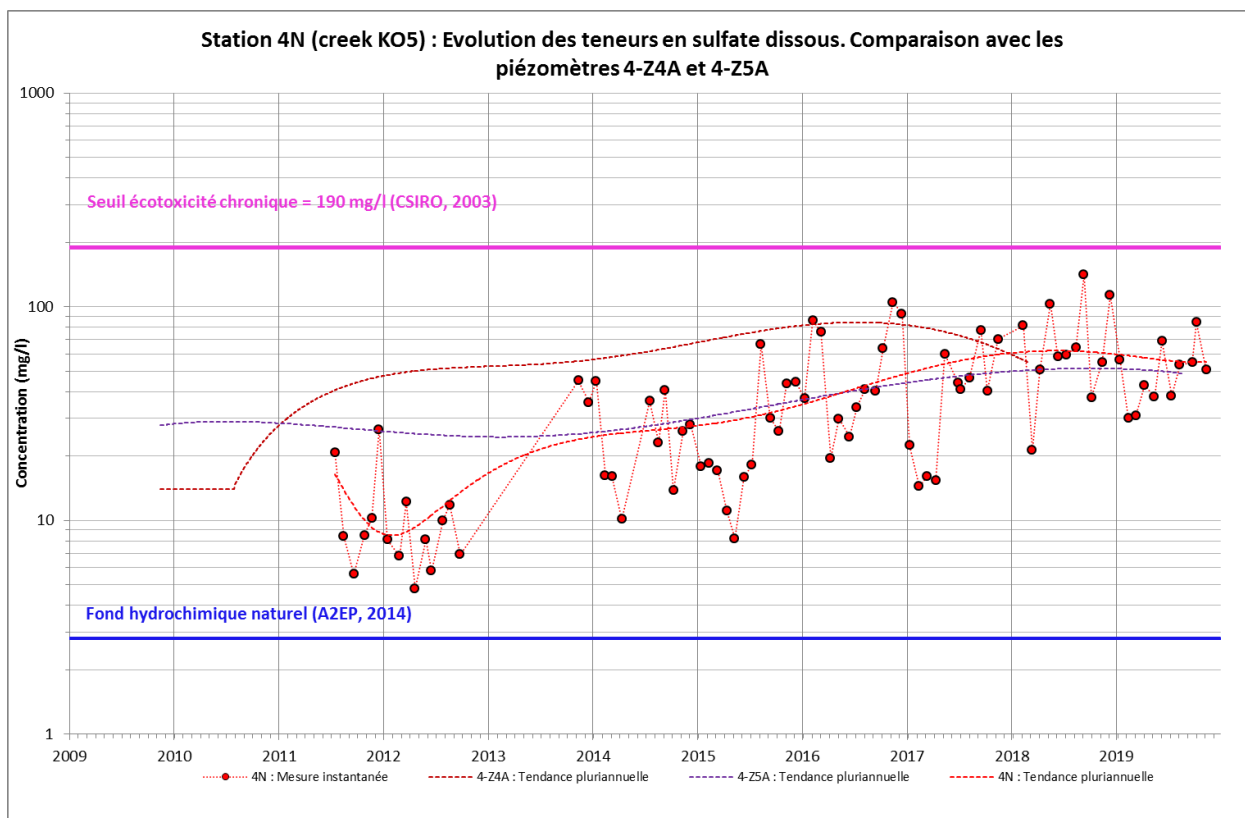


Les autres installations industrielles susceptibles d'impacter la qualité des eaux de l'hydrosystème, à savoir le centre de maintenance de la mine (CIM), la zone de stockage de stérile et de minerai basse teneur et les carrières présentes en aval de la berme du bassin à résidus, ont fait l'objet d'une évaluation à partir des éléments présents dans les rapports de surveillances annuels [4] & [5].

### 6.3.1. Problématique « Sulfates »

En juillet 2019, une visite d'inspection a amené la DIMENC à formuler une demande de clarification auprès de Prony concernant l'origine de minéralisation et plus particulièrement l'enrichissement en  $\text{SO}_4$  observé dans les eaux du creek Kwé Ouest 5 (KO5) au niveau de la station de suivi 4-N (*Illustration 77* **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Cette demande, émise par l'autorité compétente requérante dans le courrier n°CS19-3160-SI-2316/DIMENC, précise que la station 4-N se situe en aval hydraulique – et donc sous l'influence – de l'UPM [6]:

« Compte tenu des résultats des mesures de conductivités et sulfates à la station 4-N située sous l'influence de l'UPM, il est attendu que l'exploitant produise une note relative à l'impact de l'UPM sur les eaux souterraines et les eaux de surface. Cette note doit préciser les mesures mises en place en 2018 (lavage à l'eau brute de la dernière rampe) ainsi que l'impact potentiel du bassin de sédimentation BS02 évoqué dans le bilan annuel ».



*Illustration 77 - Evolution des teneurs en sulfate dissous dans les eaux de la Kwé Ouest (KO5) depuis la station 4N, et dans les eaux de l'aquifère au droit des piézomètres 4-Z4A et 4-Z5A (source : [6])*

La note hydrogéologique de Valé NC [2] intitulée « Evolution de la composition chimique des eaux souterraines en aval de la FPP : description, origine et prévision » fait état, dès 2017, d'une anomalie dans la minéralisation des eaux souterraines :

- « *la composition chimique de la nappe superficielle apparaît être atypique et ce au moins depuis le démarrage de l'usine de préparation du minerai [en 2009] ».*
- « *des concentrations anormalement élevées, notamment en sulfate, ont été détectées dans les eaux de l'aquitard latéritique ».*

Dans le cadre de sa note technique, Prony [2] a, dans un premier temps, considéré l'hypothèse d'une fuite de l'eau de procédé utilisée dans le processus de traitement du minerai, comme la source principale à l'origine de l'enrichissement en  $\text{SO}_4$  des eaux de l'aquitard latéritique. L'eau de procédé produite par l'usine principale de traitement du minerai, est réutilisée dans le processus de transformation du minerai brut en pulpe après broyage au niveau de l'UPM. Bien que mélangée avec l'eau brute en provenance du lac de Yaté, la composition chimique du mélange final s'avère (Tableau 8) :

- (i) bien plus minéralisée que les eaux souterraines et
- (ii) de facies sulfaté sodique, contrastant avec le facies bicarbonaté magnésien des eaux souterraines, qui présentent naturellement une influence marine (chloruré sodique) plus marquée dans l'aquitard latéritique.

Tableau 8 - Statistiques descriptives de la composition chimique (en mg/l) de l'eau de procédé de la FPP pour la période 2009-2016 (source : [2])

Elément	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
SO <sub>4</sub>	15	17940	1426	1551
Na	5	8220	589	687
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	12	1513	105	125
Mg	2	1510	55	73
Cl	10	150	32	19
Ca	0.5	545	7.6	27
K	0.3	74	1.1	3

L'étude statistique des données chimiques et des chroniques de concentrations existantes depuis le démarrage du suivi, n'a pas permis à Prony [2] de valider ou rejeter l'hypothèse de l'influence de l'eau de procédé sur la zone de l'UPM.

L'interprétation des données hydrogéochimiques acquises depuis le début des suivis a mis en évidence la présence d'eau de facies sulfaté magnésien, et non sulfaté sodique (facies des eaux de procédé), au droit de l'ensemble des piézomètres implantés dans l'aquitard latéritique en aval immédiat de l'UPM. Ce facies chimique s'avérait déjà présent dans l'aquitard avant la mise en service de la FPP, amenant Prony [2] à considérer qu'« *au regard de ces résultats, il apparaît prématuré de conclure sur le rôle effectivement joué par la FPP [l'UPM] sur la chimie des eaux souterraines* » en notamment l'enrichissement des concentrations en SO<sub>4</sub>.

Deux hypothèses indépendantes ont toutefois été proposées pour expliquer la perturbation hydrogéochimique observée dans l'aquitard latéritique, qui est attribuée à une contamination chronique des eaux souterraines [2; 6]:

- La première hypothèse implique la présence d'une source riche en sulfate et magnésium, autre que les eaux de procédés (source non identifiée), s'infiltrant dans les eaux souterraines depuis 3 zones indépendantes, mais dont la localisation reste à déterminer .
- La seconde hypothèse, considérée comme la plus probable par Prony [6], envisage l'infiltration des eaux de procédés dans l'aquitard latéritique, au cours des 3 phases de lessivage (i.e, lavage à partir d'eau de procédé) et d'égouttage des rejets rocheux. Les stocks localisés en sortie des convoyeurs, situés en amont immédiat des piézomètres de suivi, sont identifiés comme les sources principales de la perturbation. Cette seconde hypothèse implique des interactions eaux-roches, piégeant le Na et libérant du Mg, lors de l'infiltration de l'eau de procédé dans l'aquitard.

En réponse à la demande de la DIMENC, la note produite par PRONY [6], apporte un complément sur l'évolution de la perturbation des eaux souterraines et de surface par l'eau de procédé depuis la mise en place des mesures de mitigation. A des fins de mitigation, l'eau de procédé a été remplacée depuis 2018 par de l'eau brute au cours de la dernière étape de lavage de rejets rocheux. La perturbation demeure observable dans l'aquitard latéritique en 2019, mais les concentrations en SO<sub>4</sub> (Illustration 77) et en Mg (Illustration 78**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) tendent à se stabiliser dans les eaux du creek KO5 (station 4-N) et dans l'aquitard latéritique.

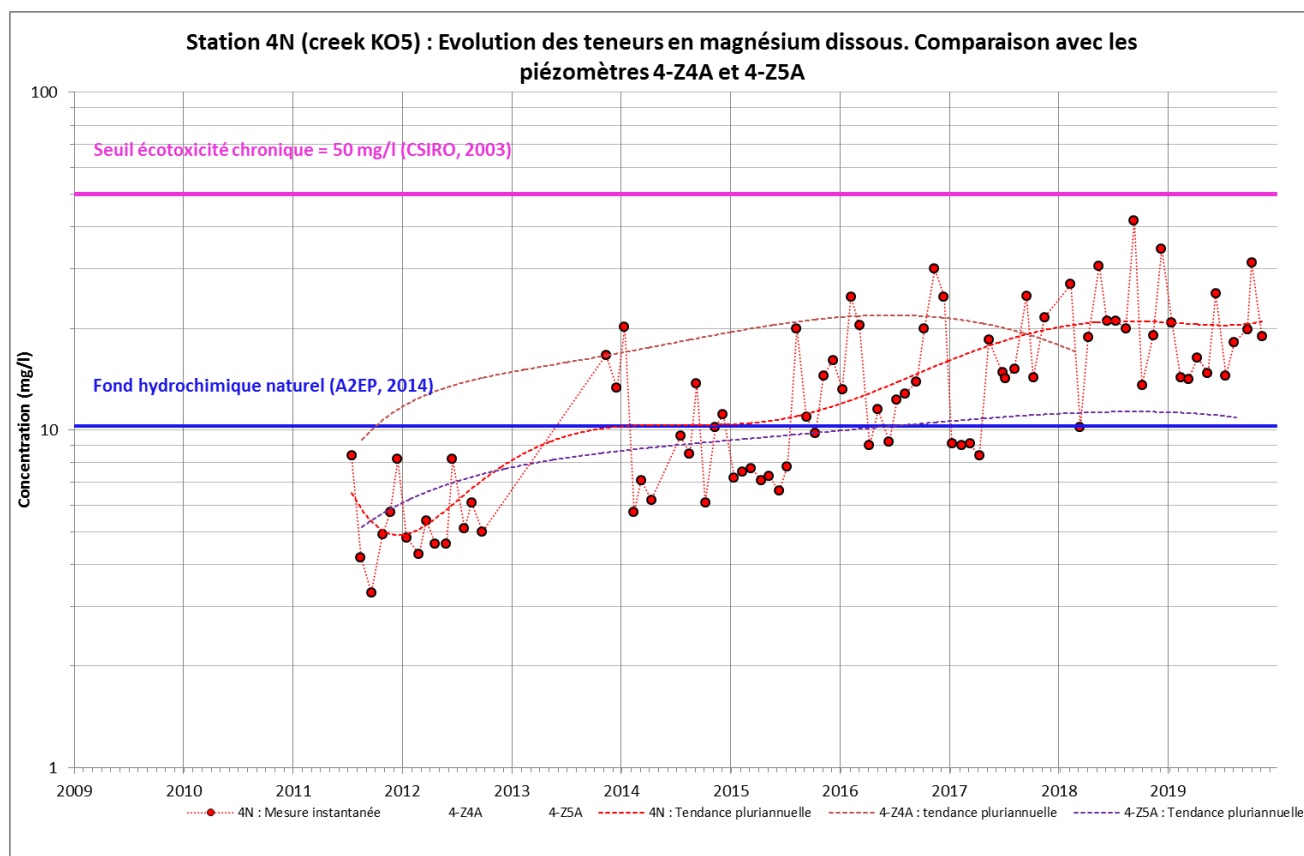


Illustration 78 - Evolution des teneurs en magnésium dissous dans les eaux de la Kwé Ouest (KO5) depuis la station 4-N, et dans les eaux de l'aquifard au droit des piézomètres 4-Z4A et 4-Z5A (source : [6])

### 6.3.2. Problématique « altération des bétons »

L'étude de la problématique des  $\text{SO}_4$  dans les eaux de l'aquifère latéritique sur la zone de l'UPM a amené Prony [6] à signaler l'hypothèse de l'« *existence d'une contamination des eaux souterraines par la lixiviation des bétons* ». Cette hypothèse fait suite à des concentrations anormalement élevées en Ca,  $\text{SO}_4$ , K et Cl au droit du piézomètre 4-Z1B, ainsi que des teneurs supérieures au fond géochimique pour certains de ces éléments au droit des autres piézomètres, captant l'aquifard (4-Z4A) ou l'aquifère principal (4-Z1, 4-Z2, 4-Z5), sur la zone de l'UPM.

La contamination des eaux souterraines par la lixiviation des bétons présents sur la zone de l'UPM viendrait « se surimposer » aux phénomènes propres à la problématique des  $\text{SO}_4$  [2]. Prony associe le phénomène à :

1. « une contamination très localisée des piézomètres courts associée au coulis de ciment utilisé lors de la construction des piézomètres longs », et
2. « à l'utilisation de quantités importantes de béton lors de la construction des différentes infrastructures de la FPP [UPM] et du centre minier [CIM] » et envisage dans ce cas de figure « une contamination généralisée de l'aquifard latéritique ».

### 6.3.3. Problématique « Nitrates »

Le programme de surveillance de l'impact du bassin à résidu KO2, a révélé des concentrations en nitrate ( $\text{NO}_3$ ) relativement élevées dans les eaux souterraines au droit de deux piézomètres

situés en périphérie (à l'Ouest) de la carrière du mamelon. Ces fortes concentrations en  $\text{NO}_3$  sont observées localement au droit du doublet de piézomètres WK6-12A (Illustration 79), captant l'aquitard latéritique, et WK6-12 (Illustration 51), captant l'aquifère principal. Les concentrations en  $\text{NO}_3$  au droit de ce doublet de piézomètres ont significativement augmenté entre 2013 et 2015, pour atteindre une teneur maximale de 68 mg/l et de 44 mg/l respectivement dans les eaux de l'aquitard et de l'aquifère principal [5]. Depuis 2016, une baisse progressive des concentrations est observée, avec une concentration de l'ordre de 20 mg/l au printemps 2020. L'impact des fortes concentrations en  $\text{NO}_3$  sur les eaux de la Kwé Ouest semble limité au droit des stations de suivi équipant le secteur, avec des concentrations de l'ordre de 6 mg/l au niveau de la station 3-E et 1 mg/l à la station KOL en début d'année 2020 (Illustration 80). La source des  $\text{NO}_3$  sur la zone n'est pas précisée dans les documents transmis par Prony.

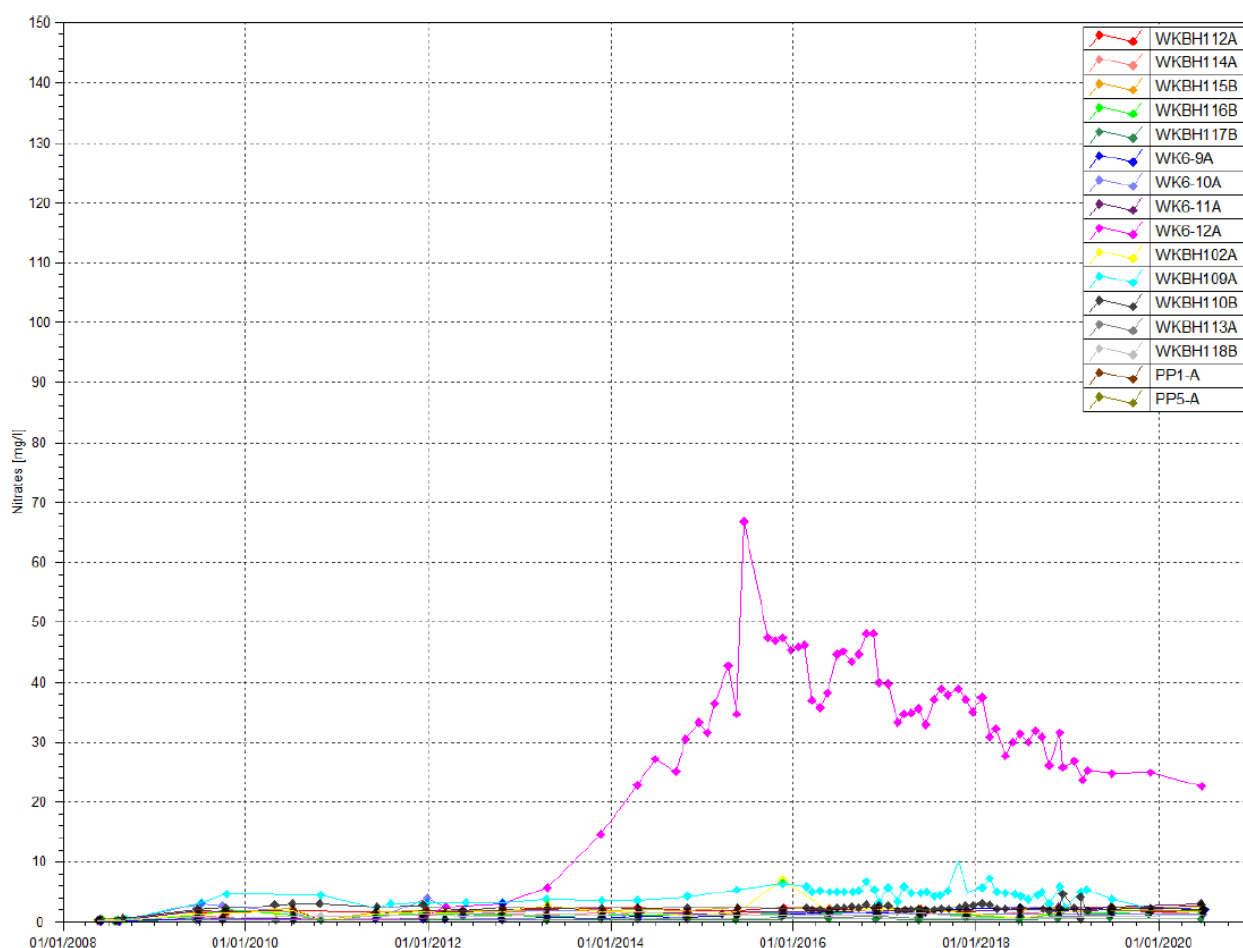


Illustration 79 - Chroniques des concentrations en  $\text{NO}_3$  dans les eaux souterraines au droit des piézomètres captant l'aquitard latéritique en aval de la berme de bassin à résidu KO2 (source – [5])



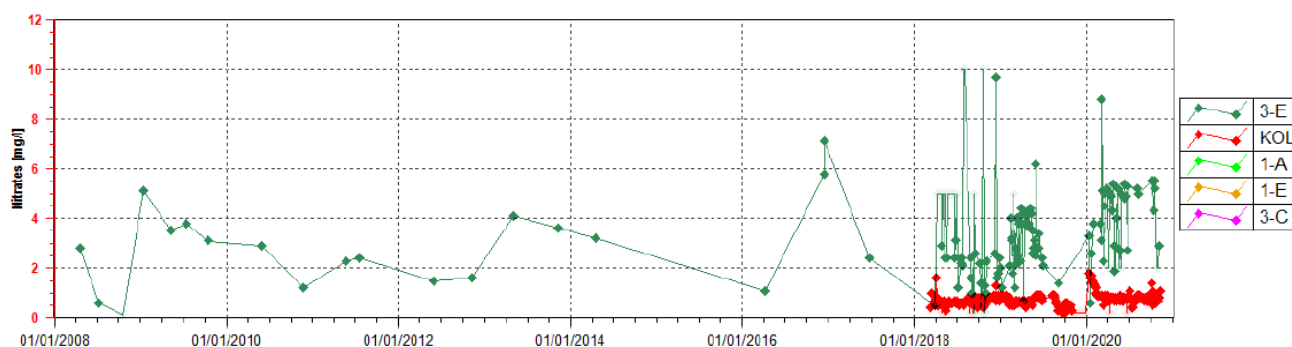


Illustration 80 - Chroniques de concentrations en  $\text{NO}_3$  dans au droit des stations de suivi situés le long de la Kwé Ouest (source – [7])

#### 6.3.4. Problématique « Hydrocarbures »

Des hydrocarbures provenant de la station-service ont atteint la nappe suite à la fuite d'une cuve de gasoil, en février 2018. Cette pollution a engendré la formation d'une lentille de flottant sur la nappe. Un plan d'actions (traitement des sols et des eaux) a été mis en œuvre mais sauf erreur de la part du BRGM, aucun élément relatif à cet épisode de pollution n'apparaît dans les documents soumis à l'expertise.

### 6.4. Avis du BRGM

L'analyse des documents fournis par Prony permet d'envisager quatre types de source de contamination d'origine industrielles dans les eaux souterraines. Trois de ces sources sont associés à la construction et aux activités industrielles menées depuis l'usine de préparation du minerai et le centre de maintenance de la mine (UPM-CIM), à savoir :

- Une contamination généralisée de l'aquitard latéritique par l'altération de bétons utilisés pour la construction des infrastructures du complexe industriel.
- Une contamination de l'aquitard latéritique en  $\text{SO}_4$  et Mg au droit des installations de l'UPM et en aval hydraulique impactant l'eau de la rivière Kwé, au niveau de la creek KO5.
- Une contamination aux hydrocarbures suite à la fuite d'une cuve de gasoil en 2018.

La quatrième source, qui correspond à une contamination des eaux souterraines au  $\text{NO}_3$ , est observée au pied de la berme, au droit d'un doublet de piézomètres situé à proximité de la carrière du mamelon, et dont l'origine n'a pas fait l'objet de note technique parmi les documents consultés.

#### 6.4.1. Problématique « Sulfates »

La problématique des  $\text{SO}_4$  est la principale source de contamination industrielle affectant directement les eaux de la Kwé Ouest. La source de contamination à l'origine de la problématique reste complexe à percevoir et à capter au sein de l'hydrosystème à partir du réseau de piézomètres équipant actuellement la zone de l'UPM.

Les études très complètes menées par Prony [2; 6] désignent l'eau de procédé, utilisée au sein des phases de lessivage et égouttage des résidus rocheux, comme la source privilégiée à l'origine de la contamination en  $\text{SO}_4$  (et Mg) observée dans les eaux souterraines de l'aquitard latéritique. La contamination étant spécifique à l'aquitard latéritique, l'hypothèse de fuites d'eau de procédé depuis les installations en surface semble cohérente. Toutefois les propriétés hydrodynamiques de l'aquitard latéritique étant peu favorables à des écoulements rapides vers

la Kwé Ouest, les fortes concentrations en  $\text{SO}_4$  mesurées dans les eaux de la rivière posent question quant à leur origine. Bien que Prony soumette l'hypothèse du rôle de la cuirasse de fer dans l'aquitard comme possible « *voie rapide de transfert d'eau contaminée de l'aquitard* » [6], la compréhension du phénomène reste conceptuelle à ce jour.

#### **6.4.2. Problématique « Altération des bétons »**

La possible contamination des eaux de l'aquitard latéritique envisagée par l'altération des bétons de l'unité de préparation du minerai reste considérée par le BRGM comme une hypothèse à ce jour. Le réseau de piézomètres captant l'aquitard se limitant à 3 piézomètres jusqu'en 2018, date à laquelle le piézomètre 4-Z4A a été détruit, le phénomène « *contamination généralisée de l'aquitard latéritique* », bien que plausible, reste à valider avec la mise en place de futurs piézomètres complémentaires. L'influence éventuelle de la zone de stockage de minerai basse teneur et de stériles (SMLT), située en amont hydraulique de l'UPM, serait à intégrer dans la compréhension des concentrations en Ca, K et Cl parfois supérieures aux valeurs du fond géochimique observées au droit des piézomètres 4-Z1A, 4-Z1, 4-Z2 et 4-Z5. Les documents versés au dossier de l'expertise ne traitant pas de la composition ou la qualité des eaux au droit des piézomètres équipant la zone SMLT, le BRGM ne peut pas se prononcer sur l'ampleur (locale ou globale) du phénomène d'altération des bétons envisagé sur la zone de l'UPM.

#### **6.4.3. Problématique « Nitrates »**

La problématique des  $\text{NO}_3$ , identifiée lors de l'étude de la composition du panache dans les eaux souterraines en aval de la berme du parc KO2 (chapitre 3.3.6), est une contamination affectant une zone très limitée en aval immédiat de la berme. L'influence sur les eaux de la Kwé Ouest reste négligeable en aval de la station de surveillance KOL, les concentrations mesurées dans les eaux de la rivière étant proches (1 mg/l) de la valeur du fond géochimique (0,5 mg/l).

L'usage d'explosif, riche en nitrate d'ammonium, pendant la phase d'exploitation de la carrière du mamelon a été émis dans le cadre de la question Q1, suite à la consultation du rapport public de l'Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie [8]. Le doublet de piézomètres (WK6-12A/ WK6-12) captant la contamination au  $\text{NO}_3$  se situe toutefois en amont hydraulique de la carrière du mamelon (Illustration 81).

En l'absence de consultation de l'historique de l'exploitation de la carrière, le BRGM considère comme probable que les concentrations observées en  $\text{NO}_3$  proviennent des matériaux utilisés pour ériger et stabiliser la berme. Les blocs de péridotites, extraits de la carrière du mamelon (via l'usage d'explosifs) et composant la base de la berme, constituent des sources privilégiées pour expliquer l'épiphénomène observé en aval immédiat de la berme. Bien que la problématique soit vouée à disparaître avec la mise en place de la zone de stockage des résidus secs, il pourrait être pertinent d'exploiter les données hydrogéochimiques (si existantes) au droit des piézomètres PIE-2, PIE-3 présents au cœur de la carrière pendant sa phase d'exploitation pour compléter la problématique.

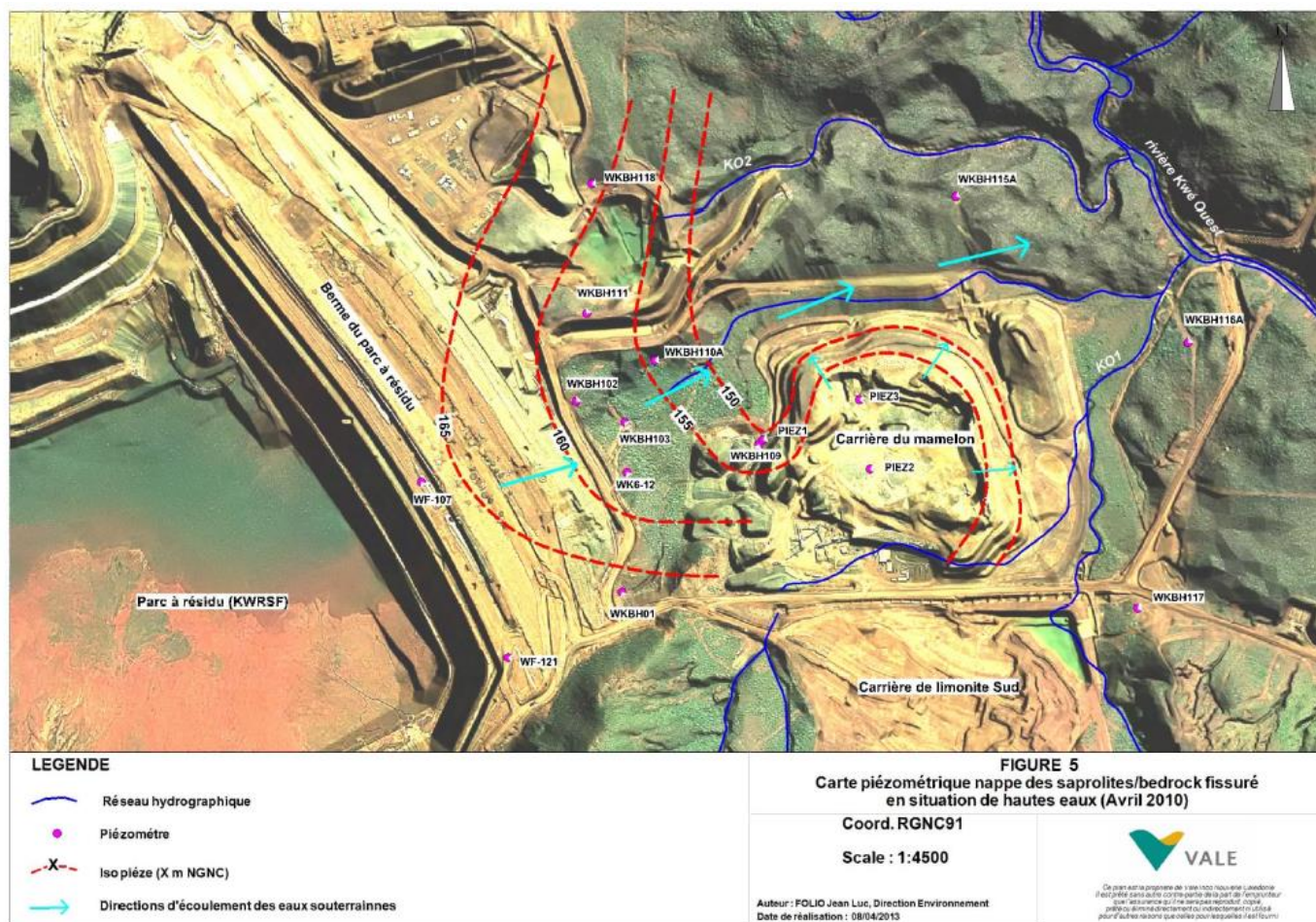


Illustration 81 - Carte piézométrique de l'aquifère principal en avril 2020 (période de hautes-eaux)

#### 6.4.4. Problématique « Hydrocarbures »

D'après le rapport de suivi des eaux souterraines de 2018 (VALE, 2019), les 2 ouvrages de suivi réglementaire situés à proximité de la station-service (4-z1 et 4-z2) n'ont pas mis en évidence de dégradation de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis du paramètre « hydrocarbures » :

« La DCO et les hydrocarbures ne sont pas quantifiés dans la nappe des horizons saprolitiques en 2018. Excepté lors du contrôle de février au piézomètre 4-z1, où les hydrocarbures sont faiblement détectés, soit 0.7 mg/kg ».

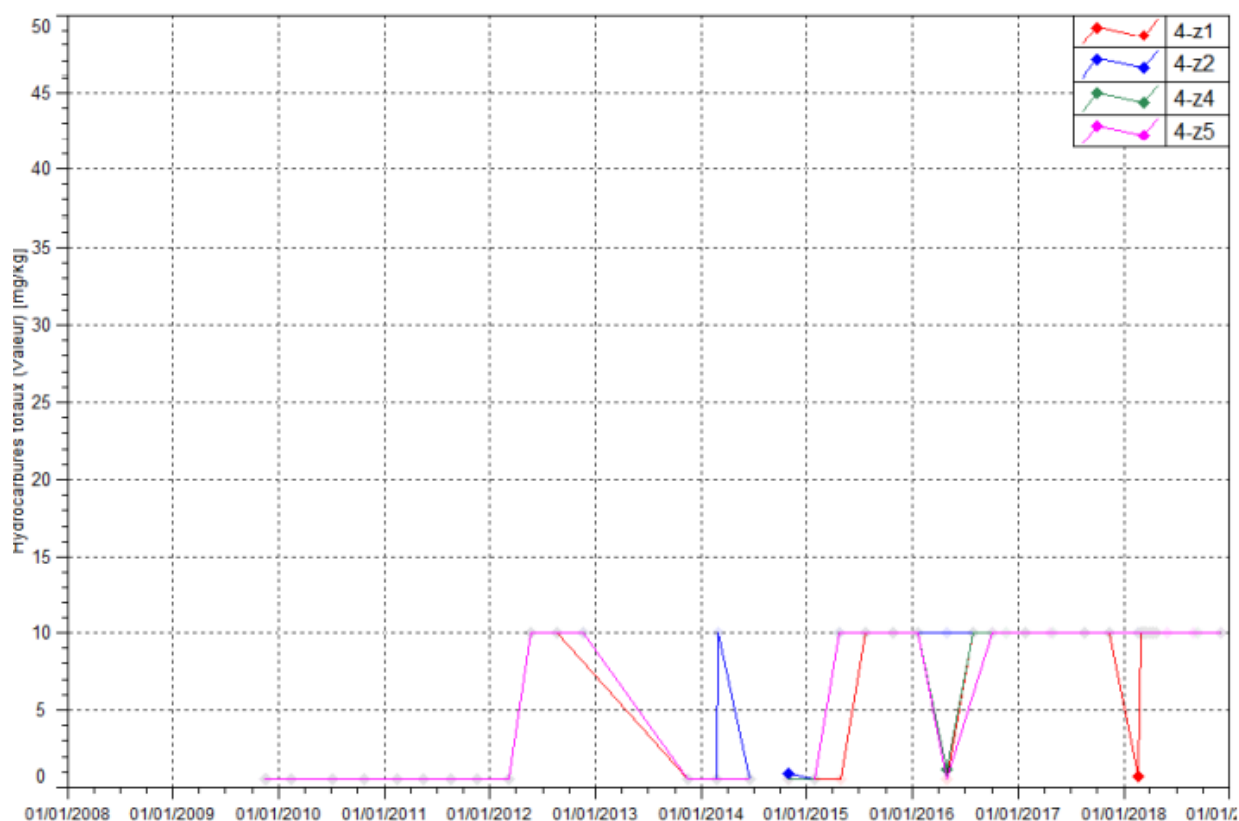


Illustration 82 - Evolution de la concentration en hydrocarbures au cours du temps, au droit des ouvrages de suivi de l'unité de préparation du minerai (Source : VALE, 2019)

Remarque : les concentrations en hydrocarbures totaux dans les eaux sont exprimées en mg/kg, conformément à la norme d'analyse utilisée, mais cela est comparable à des concentrations en mg/L en l'absence de produit pur non aqueux.

Il est toutefois difficile de connaître la situation exacte dans la mesure où le suivi des 2 ouvrages, situés à proximité de la station-service (4-z1 et 4-z2) a été arrêté en juin 2018. Ils ont en effet été détruits car ils se trouvaient au niveau de la plateforme d'excavation des terres souillées aux hydrocarbures. En remplacement de ces deux piézomètres détruits, une nouvelle plateforme a été mise en place. Celle-ci comprend deux piézomètres permettant de suivre l'aquitard latéritique et l'aquifère profond saprolitique (respectivement 4-z6a et 4-z6). Les travaux de la plateforme ont été finalisés en fin octobre 2020.



Par ailleurs, la limite de quantification relative à l'analyse des hydrocarbures (10 mg/L) est trop élevée pour juger de la dégradation du milieu par ces substances qui ne sont pas naturellement présentes dans les milieux. A titre de comparaison, la valeur de 10 mg/L correspond à la concentration limite des rejets aqueux en milieu naturel définie dans l'arrêté du 2 février 1998 et, les valeurs de qualité des eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, définies dans l'arrêté du 11 janvier 2007 sont, selon les traitements à mettre en place pour les rendre consommables :

- Groupe A1 : valeur impérative de 0,05 mg/L.
- Groupe A2 : valeur impérative de 0,2 mg/L.
- Groupe A3 : valeur guide de 0,5 mg/L et valeur impérative de 1 mg/L.

## 6.5. Recommandations

### 6.5.1. Problématique « Sulfates »

La compréhension de la problématique des sulfates repose sur une meilleure connaissance des écoulements dans la zone de l'UPM ainsi qu'en aval hydraulique vers la Kwé Ouest. A ce titre il est préconisé :

- A court terme :
  - **R.5.1. Compléter le réseau de piézomètre actuel** en procédant
    - **R.5.1.1.** Au remplacement des piézomètres 4-Z4A et 4-ZA par deux nouveaux ouvrages, si l'opération n'a pas déjà été effectuée.
    - **R.5.1.2.** A l'ajout d'un couple de piézomètres dans l'axe du panache modélisé dans l'étude de Prony 2017 [2].
  - **R.5.2. Intégrer l'impact éventuelle de la zone de stockage du minerai basse teneur et de stériles**, afin d'étudier ou rejeter l'hypothèse d'un enrichissement en  $\text{SO}_4$  depuis l'amont hydraulique de l'UPM. Pour ce faire, il est proposé d'intégrer le couple de piézomètres 09EX0029/09EX0047 au plan de suivi de la zone UMP.
  - **R.5.3. Assurer un suivi des concentrations des eaux souterraines depuis les piézomètres 4Z-1 et/ou 4Z-2** pour suivre l'amplitude du développement vers l'Est du panache enrichi en  $\text{SO}_4$ .
- A moyen terme :
  - **R.5.4. Intégrer l'impact des mesures de mitigations appliquées dans le processus de lessivage et d'égouttage des résidus rocheux (i.e. usage d'eau brut ; plus forte proportion d'eau douce dans le mélange avec les eaux de procédé) sur l'évolution des concentrations en  $\text{SO}_4$  dans l'aquitard latéritique.**
  - **R.5.5. Evaluer la faisabilité et la pertinence (i.e. en fonction des données nouvellement acquises suite aux actions de mitigation engagées) d'un test de traçage depuis l'UPM pour clarifier le rôle de la cuirasse de fer sur la vitesse des écoulements dans l'aquitard latéritique**

### 6.5.2. Problématique « altération des bétons »

Cette problématique étant considérée comme une hypothèse à ce jour, il est recommandé de :

- **R.5.6. S'assurer que les concentrations en Ca, Cl et K ne sont simplement pas plus élevées naturellement dans le bassin KO5. Ce point s'inscrit dans le cadre d'une actualisation du fond géochimique par sous bassin versant.**



- **R.5.7. Evaluer la problématique de l'altération des bétons avec un nombre de piézomètres plus robuste.** La mise en place de nouveaux piézomètres selon un profil linéaire suivant le sens des écoulements semble pertinent.

#### **6.5.3. Problématique « Nitrates »**

La problématique des NO<sub>3</sub> en aval de berme est assimilable à un épiphénomène, très local, qui est voué à disparaître avec la mise en place de la zone de stockage des résidus secs en aval de la berme. Pour une meilleure compréhension de cette problématique, il est recommandé de considérer dans le cadre d'une étude dédiée les points suivants :

- **R.5.8. Clarifier l'amplitude réelle de l'impact de l'usage d'explosif sur l'hydrosystème lors de la phase l'exploitation de la carrière**, à partir de données anciennes. Cette recommandation est conditionnée à l'existence de données hydrogéochimiques au droit des piézomètres PIEZ2 et PIEZ3 pendant la phase d'exploitation de la mine.
- **R.5.9. Définir l'étendue de la zone impactée par la pollution au nitrate**, en procéder à l'analyse des eaux captées au droit de piézomètres non intégrés au réseau de surveillance de la qualité des eaux (i.e. WKBH01), ce avant l'aménagement de la zone pour le stockage des résidus secs.

#### **6.5.4. Problématique « Hydrocarbures »**

Comme indiqué dans le rapport de l'expertise traitant de la question 6 de l'arrêté provincial du 18 mars 2021, relatif à la pertinence des réseaux de suivi, afin de déterminer si l'épisode de pollution suite à fuite de gasoil est toujours à l'origine d'une pollution aux hydrocarbures dans les eaux souterraines, il est recommandé de :

- **R.5.10. Réaliser un suivi de la qualité des eaux souterraines en hydrocarbures sur les points de suivi récemment créés (4-z6 et 4-z6a) afin de vérifier l'absence de produit non miscible (lentille de flottant) et de produit dissous dans les eaux souterraines.**
- **R.5.11. Adapter les méthodes d'analyse des hydrocarbures dans les eaux afin de baisser les limites de quantification associées.**
- **R.5.12. Ajouter le suivi des paramètres de type HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) dans les eaux souterraines et les eaux de surface. Le suivi des substances appartenant à la famille des BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes) est également recommandé, a minima lors d'une première campagne d'échantillonnage. Ce suivi sera prolongé en cas de quantification des BTEX ou en cas de présence de stockage et/ou d'utilisation de carburantes légers (type essence).**



## **7. Q6 & Q7 : Risques d'aggravation des infiltrations et dispositions pour les limiter**

### **7.1. Documents expertisés**

- [1] Projet Goro-Nickel. Demande d'autorisation d'exploiter des installations classées. Parc à résidus miniers de la Kwé Ouest. Volumes I à IV (Goro Nickel, 2007) ;
- [2] Contre-expertise sur le projet de stockage des résidus solides de l'usine de Goro Nickel dans la vallée de la Kwé Ouest (Ledoux et al, Mines de Paris, 2007) ;
- [3] Goro KWSF Project Memorandum. Estimation of the magnitude of the liner defects potentially present in bay 2&3 (Golder Associates, 2013) ;
- [4] Vale Mine – New Caledonia. KO4 residue storage facility review (Robertson et al., 2013) ;
- [5] Vale Nouvelle-Calédonie. Goro Hydrogeological Review (CDM Smith, 2014) ;
- [6] Vale Nouvelle Calédonie. Porter à connaissance. Nouveaux Designs du Parc à Résidus de la Kwé Ouest. Banquettes RL200-RL232 (Valé, 2014) ;
- [7] Vale Nouvelle Calédonie. Demande d'autorisation d'exploitation minière. Livrets A à H. (Valé, 2015) ;
- [8] Review of Goro RSF geochemistry. Vale Nouvelle Calédonie. Third Party Review Report (Geosquare, 2016) ;
- [9] Memorandum. Parc à résidu de la Kwé Ouest : avis technique sur la perte d'intégrité de la géomembrane constatée à partir du 8 juin 2017 (Valé, 2017) ;
- [10] Vale Nouvelle Calédonie. Demande de permis de construire. Projet Lucy-Phase 2. Livret D –Volet D1: Résumé non technique de l'étude d'impact (Valé, 2017).

## 7.2. Constitution du parc à résidus

### 7.2.1. Digue à résidus

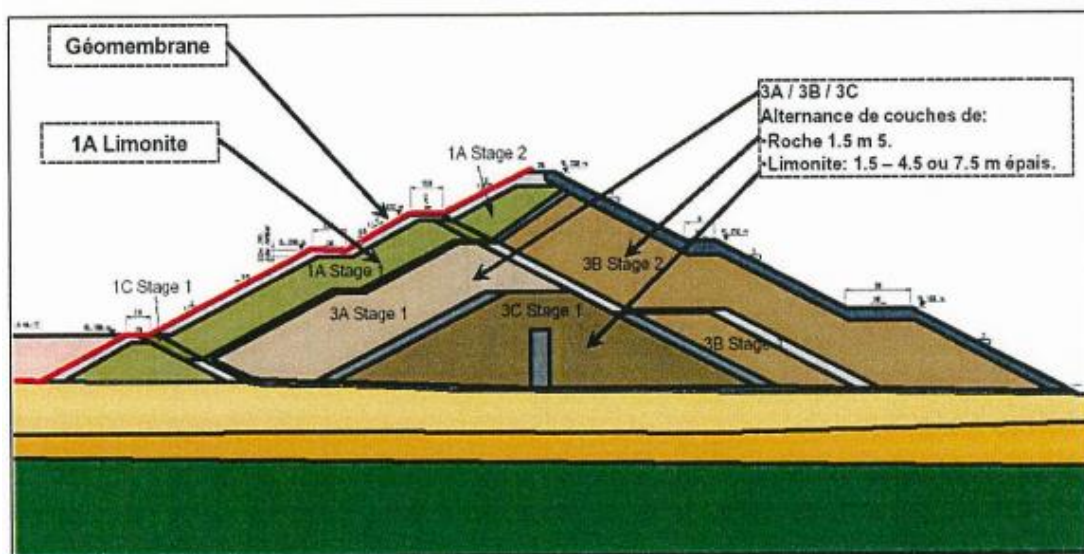


Illustration 83 - Coupe du barrage (Ledoux et al.)

Selon les informations figurant dans les documents analysés, le barrage de la Kwé Ouest est un barrage en remblai zoné. Il a été édifié en 3 étapes :

1. Batardeau amont, intégré à la structure du barrage.
2. Phase 1 jusqu'à la cote 220 m.
3. Phase 2 jusqu'à la cote 232 m.

La structure principale du barrage est édifiée par une succession de couches horizontales alternant limonites compactées et péridotites concassées.

Le parement amont du barrage est constitué d'une couche de 10 m de limonites compactées, recouverte d'une géomembrane soudée à la géomembrane de fond du parc à résidus.

Le barrage dispose, en pied, d'un tapis drainant de 0,6 m d'épaisseur, relié à un drain-cheminée vertical disposé en aval immédiat du parement étanche amont.

Le talus aval du barrage est recouvert d'un masque de roches concassées anti-érosion.

Les pentes du talus amont sont de 2,43H/1V et celles du talus aval sont de 2,5H/1V.

### 7.2.2. Dispositifs d'étanchéité et de drainage

Selon les documents expertisés, l'intégralité du parc à résidus (fond, talus et parement amont du barrage) est recouverte d'une géomembrane polyéthylène basse densité (PEBD) de 1,5 à 2 mm, posée sur une couche de limonite sur la majorité de l'emprise du stock, ou de matériaux rocheux roulés sur les talus au-dessus de la cote RL220.

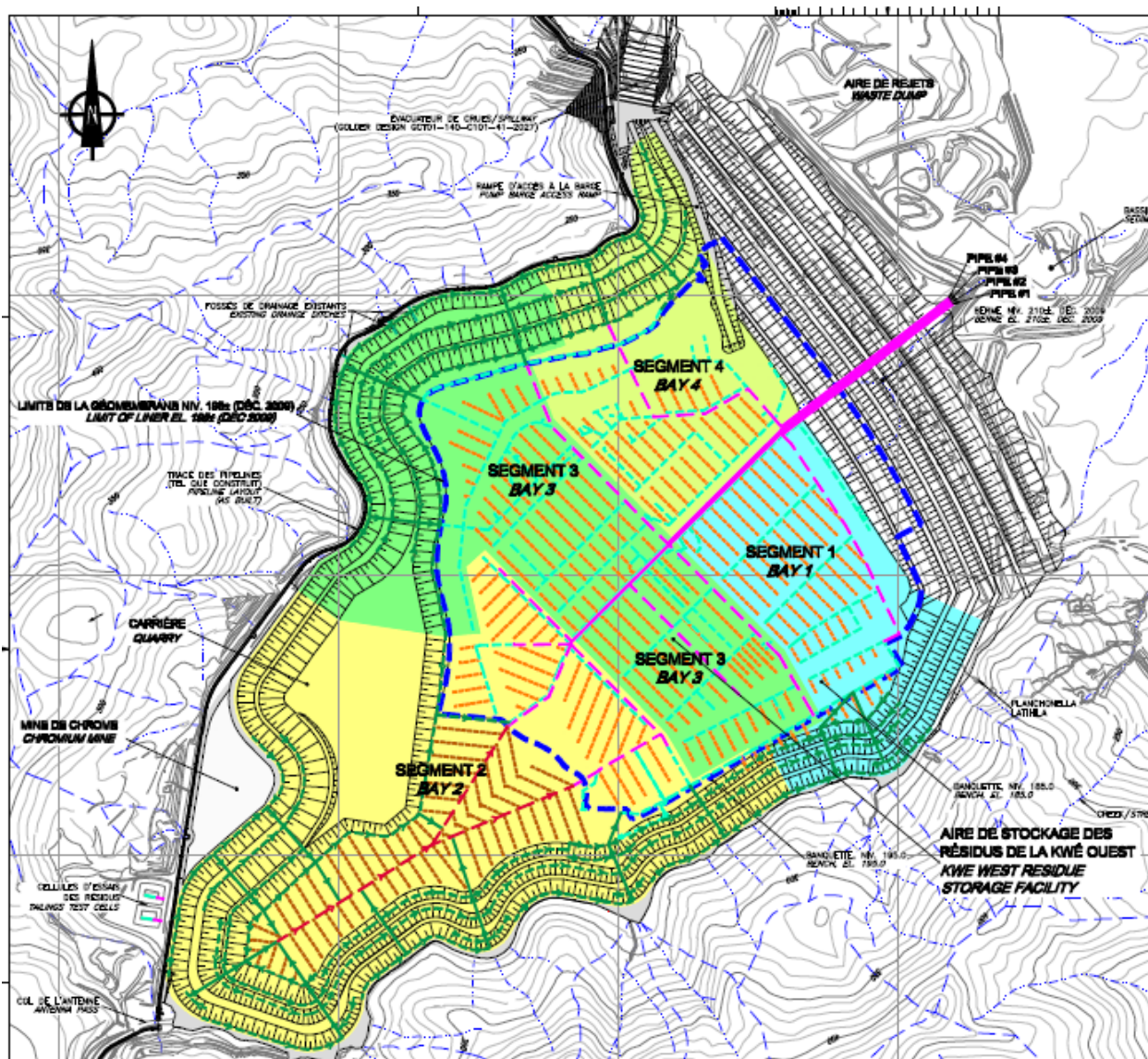


Illustration 84 - Réseau de drainage sous géomembrane [6]

Cette géomembrane recouvre un dispositif de drainage en « arête de poisson » (illustration 84). Le parc à résidus est divisé en 4 zones de drainage indépendantes, chacune dotée d'un réseau de drains primaires, constitués de géodrains disposés en tranchées, dans un massif de granulats 12/20 mm, lui-même entouré de géotextile anticontaminant. Ces drains primaires, espacés de 30 m, sont connectés à des drains secondaires construits selon le même principe, eux même raccordés à des drains tertiaires posés dans des tranchées comblées en sable. Ces drains tertiaires sont connectés à canalisation d'évacuation (une par zone) qui traverse le pied du barrage et aboutit dans un bassin. Les débits de chacune des zones sont suivis individuellement.

### 7.2.3. Principe d'exploitation du parc à résidus

A ce jour, les résidus sont déversés en phase humide, sous forme de boues.

Une lame d'eau surnageante est maintenue à niveau constant au sommet des résidus par pompage depuis l'angle nord-est du parc. Ces eaux ont notamment pour origine :

- La fraction liquide des résidus lors de leur mise en stock.



- Le ressuyage des résidus, sous l'effet de la gravité.

### **7.3. Caractéristiques géotechniques des matériaux**

#### **7.3.1. Terrains en place**

Les terrains d'assise du parc à résidus sont constitués par un système multicouches surmontant le socle de péridotite avec, du haut vers le bas :

- Des latérites remaniées et de cônes de déjection.
- Des limonites.
- Des saprolites.

L'épaisseur de ces matériaux de comblement est maximale dans l'axe de la vallée, et s'amenuise latéralement. Ces formations sont globalement fines et présentent des caractéristiques mécaniques faibles. Les modules pressiométriques mesurés dans ces formations sont compris entre 1 et 10 MPa, les assimilant à des argiles et des limons, fortement compressibles.

La perméabilité de ces formations se situe entre  $1,1 \cdot 10^{-7}$  et  $5,6 \cdot 10^{-5}$  m/s (Golder, 2013).

#### **7.3.2. Résidus humides**

Les résidus sont mis en stock sous forme de boues, dont la fraction solide représente 43 % de la masse totale, avec une teneur en eau (selon sa définition géotechnique) de 132 %.

La fraction solide des résidus, issue notamment du traitement des minerais, est composée d'éléments fins, avec un  $d_{90} = 45 \mu\text{m}$  et un  $d_{50} = 4 \mu\text{m}$  qui l'assimilent à des limons.

Les densités mesurées pour ces résidus sont :

- $\gamma_h$  initiale =  $0,61 \text{ t/m}^3$ .
- $\gamma_h$  après tassements =  $0,75 \text{ t/m}^3$ .
- $\gamma_d = 2 \text{ t/m}^3$ .
- $\gamma_s = 3,28 \text{ t/m}^3$ .

Les valeurs de perméabilité mesurées au laboratoire sur les résidus se situent entre  $1 \cdot 10^{-8}$  et  $1 \cdot 10^{-9}$  m/s, ce qui est cohérent avec leur granulométrie.

### **7.4. Défauts d'étanchéité observés**

La note de calcul établie par Golder (2013) mentionne un défaut d'étanchéité de la géomembrane au droit des zones 2 et 3 ayant abouti à une augmentation de 10 à 30 m<sup>3</sup>/h du débit total collecté dans les drains de ces zones.

Après application de la formule de Giroud et Bonaparte (1989), Golder conclut qu'un tel débit de fuite ne peut être obtenu que si le (ou les) défaut (s) d'étanchéité de la géomembrane est (sont) situé (s) à l'aplomb d'un drain, la surface totale de ce(s) défaut(s) étant estimée entre 7 et 20 cm<sup>2</sup>. Selon Golder, la qualité du contact entre la géomembrane et les sols supports ne permet pas d'envisager de tels débits.

Parmi les documents remis au BRGM pour la présente expertise, une note interne Prony Resources mentionne l'occurrence d'une déchirure accidentelle de la géomembrane, en 2017, au sud de la zone 2.

Cet incident s'est traduit par une augmentation très rapide (en 5 h) du débit du drain n°2 (de 50 à 400 m<sup>3</sup>/h) ainsi que de la conductivité des eaux issues de ce drain, jusqu'à atteindre une conductivité égale à celle des eaux surnageantes du parc à résidu.

Les eaux du drain n°3 ont également été impactées par la déchirure, leur débit passant en 14 h de 50 à 200 m<sup>3</sup>/h, et leur conductivité atteignant la même valeur que celles des eaux du drain n°2. Afin d'expliquer ce phénomène, Prony Resources envisage une communication entre les drains n°2 et 3 au sein de la tranchée commune qui les accueille.

Selon le témoignage de Prony Resources, ce type d'incident est relativement fréquent. Les augmentations de débit consécutives s'atténuent naturellement à la faveur de la consolidation des résidus, qui présentent une très faible perméabilité ( $1.10^{-8}$  à  $1.10^{-9}$  m/s) après occurrence des tassements.

## 7.5. Mécanismes d'altération de la membrane

Le parc à résidus présente plusieurs caractéristiques spécifiques susceptibles de remettre en cause l'intégrité de la géomembrane :

- Les sols supports de la géomembrane, constitués des formations naturelles d'altération et de comblement de la vallée, sont compressibles et donc potentiellement sujets aux tassements.
- Les sols supports de la géomembrane sur les talus au-dessus de la cote 220 sont potentiellement poinçonnants.
- Les résidus, mis en place par voie humide (boues), sont sujets à la consolidation. Ce phénomène implique une augmentation des contraintes verticales effectives et des contraintes tangentielles appliquées par les résidus sur la géomembrane.
- Compte tenu des dimensions et de la géométrie du parc, il existe nécessairement des soudures perpendiculaires à l'axe des pentes (des talus de la vallée notamment), ce qui est contraire aux règles de l'art, car favorable à des altérations de la géomembrane.

Les mécanismes d'altération de la géomembrane susceptibles d'intervenir, ou étant même apparus, sont :

- **Poinçonnement de la géomembrane** sous l'effet des contraintes verticales (ou normales) appliquées par les résidus. En effet, la fraction solide des résidus est particulièrement dense et la hauteur du massif est importante (env. 60 m à l'amont immédiat du barrage). La granulométrie fine des résidus ne leur confère a priori pas un effet poinçonnant susceptible d'altérer la membrane. En revanche, les matériaux supports peuvent comporter des éléments grossiers qui peuvent aboutir à des perforations de la membrane.
- **Elongation anormale de la géomembrane** sous l'effet de l'augmentation des contraintes effectives lors de la consolidation des déchets. Les règles de l'art fixent à 8 à 12% l'élongation maximale d'une géomembrane PEBD à l'Etat Limite Ultime (ELU), état au-delà duquel il est considéré que la géomembrane n'assure plus son rôle d'étanchéité.
- **Elongation anormale localisée de la géomembrane** due à des tassements différentiels des sols supports. Ce phénomène est susceptible d'intervenir notamment à proximité des tranchées du réseau drainant.

- **Déchirure** de la zone courante de la membrane ou des soudures. Ce phénomène est particulièrement susceptible d'intervenir sur les soudures perpendiculaires à l'axe des pentes, celles-ci subissant les efforts de traction appliquées par les résidus.
- **Arrachement des ancrages** sous l'effet des contraintes de traction, si celles-ci ont été minimisées ou bien que les ancrages ont été sous-dimensionnés.

Les documents figurant au dossier ne comportent pas d'éléments permettant d'évaluer ou de garantir le bon dimensionnement du dispositif d'étanchéité par géomembrane du parc à résidus.

**Il conviendrait donc, si ce n'est déjà fait, de réaliser à titre de vérification les calculs suivants :**

- **R.6.1.** Détermination des contraintes totales et effectives, normales et tangentielles, auxquelles la géomembrane sera soumise au terme de l'exploitation et de la consolidation des résidus.
- **R.6.2.** Evaluation des efforts maximaux de traction subis par la géomembrane.
- **R.6.3.** Evaluation de la déformation maximale de la géomembrane.
- **R.6.4.** Evaluation des contraintes de poinçonnement.
- **R.6.5.** Dimensionnement des ancrages.

Dans ce cadre, les normes et règles de l'art suivantes pourront être suivies :

- Comité Français des Géosynthétiques. Fascicule n°10. Recommandations générales pour la réalisation d'étanchéité par géomembrane (2017).
- Comité Français des Géosynthétiques. Recommandations pour la protection contre poinçonnement des géomembranes (2021).
- NF P 84501 (1992) - Géomembranes - Dispositif d'étanchéité par géomembranes (DEG) - Détermination des caractéristiques en traction.
- NF P 84502-1 (1993) - Géomembranes - Essais sur joints - Partie 1 : détermination des caractéristiques en traction-cisaillement.
- NF P 84502-2 (1993) - Géomembranes - Essais sur joints - Partie 2 : détermination de la résistance en traction-pelage.
- NF P 84507 (1996) - Essais des géomembranes - Détermination de la résistance au poinçonnement statique des géomembranes et des dispositifs d'étanchéité par géomembranes - Cas du poinçon cylindrique sans support.
- NF P 84510 (2002) - Géomembranes - Dispositif d'étanchéité par géomembranes (DEG) - Détermination de la résistance au percement par granulats sur support rigide.
- XP P 84523 (2008) - Géomembranes - Dispositifs d'étanchéité par géomembranes (DEG) - Détermination de la résistance au poinçonnement sous charge hydrostatique.
- NF G 38019 (décembre 1988) - Textiles - Articles à usages industriels - Essais des géotextiles - Détermination de la résistance au poinçonnement.

## **7.6. Recommandations pour limiter les infiltrations**

Les mesures nécessaires afin de limiter les infiltrations de lixiviats vers le milieu naturel peuvent être, indépendamment ou en conjonction :

- **R.7.1.** Réduire la teneur en eau des résidus mis en stock.
- **R.7.2.** Evacuer l'eau de la zone de stockage.

Le premier objectif nécessite la mise en œuvre d'un dispositif d'assèchement des résidus en amont de la mise en stock, et une modification des conditions d'exploitation de la zone de stockage, les résidus plus secs se comportant comme des terres.

Le second objectif peut être atteint par la mise en place, au sein du massif de résidus :

- D'un réseau de puits de pompage.
- Ou d'un réseau de mèches drainantes verticales.

Compte tenu de la faible perméabilité des résidus après consolidation, la première solution semble peu envisageable. En effet, le rayon d'action d'éventuels puits de pompage, dans ces conditions de perméabilité, atteindrait seulement quelques mètres, ce qui imposerait un réseau de puits très dense, et engendrerait un volume de déblais non négligeable.

La deuxième solution est couramment utilisée en génie civil, avec la mise en place d'un remblai de préchargement, afin d'accélérer la consolidation de sols compressibles. Les mèches, constituées de géodrains manufacturées, sont mises en place par fonçage et ne génèrent pas de déblais. Elles peuvent être mises en œuvre selon un maillage serré à un coût moindre que les puits de pompage. Dans le cas du stock de résidus de la Kwé Ouest, un tel dispositif pourrait permettre, même en l'absence de remblai de chargement, d'accélérer la consolidation du massif de résidus, de réduire le temps de séjour des eaux dans ce massif et donc de réduire les potentielles infiltrations vers le milieu naturel. Dans le cas où un remblai de rechargement des résidus serait mis en place, il conviendrait de mettre en place un dispositif de drainage des eaux issues des mèches à l'interface entre ce remblai et les résidus actuellement en place.

- **R.7.3. Mise en place, au sein du massif de résidus d'un réseau de puits de pompage ou d'un réseau de mèches drainantes verticales.**

## 7.7. Projet Lucy

En synthèse, le projet Lucy, tel que présenté dans les documents expertisés, envisage la mise en stock de résidus préalablement asséchés au droit du massif de résidus actuel et en aval du barrage, en appui sur ce dernier qui serait alors intégré au massif de résidus final.

Cette solution permettrait, d'une part, d'augmenter la durée de vie du parc à résidus et, d'autre part, de garantir une meilleure stabilité mécanique du massif.

Le descriptif du projet mentionne notamment, sans la décrire, une phase de « *drainage préalable des résidus humides déjà stockés (initiées dès 2017), puis leur couverture par la mise en place d'une couche de transition destinée à permettre le futur dépôt des résidus asséchés* ».

Le projet Lucy semble **a priori pertinent dans un objectif de limitation des infiltrations vers le milieu naturel, en ce sens qu'il remplit les objectifs mentionnés au §7.6**. De plus, l'apport de matériaux au sommet du parc à résidus permettrait de lui conférer une géométrie apte à favoriser le ruissèlement des eaux météoriques, alors que la géométrie actuelle, nécessairement plane, favorise leur stagnation.

Il semblerait toutefois que le projet Lucy ait évolué, et n'implique plus de stockage de résidus secs en amont du barrage.



## **8. Q8 : Impact éventuel du stockage de résidus secs**

### **8.1. Documents consultés dans le cadre de l'expertise**

Les documents plus particulièrement analysés dans la présente section sont, par ordre chronologique :

- [1] Contre-expertise sur le projet de stockage des résidus de l'usine de Goro Nickel dans la vallée de la Kwé Ouest - Ecole des Mines de Paris - 2007 Ledoux E., Cojean R., schmitt JM.
- [2] Demande d'Autorisation d'Exploiter des Installations Classées. Parc à résidus miniers de la Kwé Ouest. Volume II – Description du projet. (Septembre 2007).
- [3] Synthèse de l'étude AEL 052-VI-15-P : Fernandez JM, Guillemot N et Moreton B, 2015. AEL - Projet Drystack : typologie des pulpes minières & essai de mise en correspondance avec les conditions de production de l'usine. Contrat Vale-NC/AEL E80675/0001-2015, AEL 053-VI-15-P, décembre 2015. 46p.
- [4] Rapport AEL du 15/07/2015 - Comportement à long terme des boues minières asséchées : caractérisation, tests de lixiviation statique et dynamiques, modélisation.
- [5] Boyer et Somasundaram, 2016 – n°16040016-001-R0. GeoSquare. Review of Goro RSF geochemistry – VALE Nouvelle Calédonie – Third Party review report.
- [6] Moreton, Kaplan, Haddad, Pluchino, Fernandez 2016. AEL.Note technique : RD012-01-V2.2. Projet LUCY. Modèle physique-volet dynamique. Pré-dimensionnement : tests d'érodabilité sur modèle simplifié.
- [7] Desnues A, JM Fernandez et B Moreton, 2016a. AEL - Projet LUCY. Drystack : Tests de lixiviation en mode batch sur de pulpes brutes, pulpes asséchées (cake) Note technique NT011-01\_V3.0. Contrat 086-VI-16-P/E88913, 88p.
- [8] Juillot F. Lemestre,M, Meyer,M, 2016. Rapport d'analyse minéralogique par diffraction des rayons X (DRX) d'échantillons de la série RD011\_a1 fournis par le bureau d'étude AEL. Institut de Minéralogie, de Physique des Matériaux et de Cosmochimie (IMPMC) UMR CNRS 7590 - Université Pierre et Marie Curie (UPMC) - UMR 206 – Institut de Recherche pour le Développement (IRD). 10p.
- [9] Folio 2016. Projet Lucy, stockage de résidus asséchés dans le bassin KO2. FEL3 – Caractérisation de la géochimie et de l'érodabilité du résidu asséché produit par le pilote LUCY. Comparaison avec le résidu humide produit par l'unité 285.
- [10] Hubert, Pluchino, Moreton, Fernandez, 2016. Note technique NT011-02-V2.0. Drystack : étude statistique de 45 lixiviats de pulpes asséchées (cakes) en mode batch.
- [11] Hubert, Moreton et Fernandez, 2016. Note technique : RD012-02-V3.0 – Projet LUCY, modèle physique – volet statique Caractérisation des phases solides et liquides en mode batch statique.

[12] Moreton, Kaplan, Haddad, Pluchino et Fernandez, 2017. Note technique : RD012-03-V1.0 – Projet Lucy, Modèle physique – volet dynamique. Test de comportement des cakes : pentes à 2 et 25% pour différents régimes de précipitations.

[13] Manuel d'exploitation, d'entretien et de surveillance du parc à résidu Kwé Ouest VALE Nouvelle Calédonie. 2017.

[14] Rapport GOLDER 2019. In-pit tailings and waste co-disposal at the Goro Mine, Geochemical modelling. Final Report. Rapport 18101979\_327439-3.

[15] Rapport GOLDER 2019. Screening and concept formulation of treatment options for Goro Nickel Water treatment and management. Rapport 18101979\_TM1\_Rev1\_final.

## 8.2. Cadre de la question

*« Quelles sont les caractéristiques des résidus secs pour mieux évaluer l'impact potentiel futur de Lucy 2.0 sur le risque de pollution par infiltration ? La mise en œuvre de résidus asséchés en aval de la berme peut-elle avoir un impact supplémentaire sur les eaux souterraines et de surface environnantes ? Si oui, comment réduire au maximum ce risque ? »*

La question Q8 ci-dessus s'inscrit dans une problématique de caractérisation des résidus asséchés produits par l'usine de démonstration DWP1 et la future usine d'assèchement DWP2. Ces résidus sont principalement composés d'une fraction solide minérale. Ils comportent une faible proportion de fraction liquide aqueuse contenue dans la porosité des résidus.

Les problématiques de l'impact des résidus miniers sur les eaux souterraines et sur les eaux superficielles (surface environnante), ainsi que la réduction du risque en lien avec le stockage de ces résidus secs, sont traitées par les questions Q3, Q4 et Q7, **la question 8 s'attachera donc uniquement aux aspects en lien avec la nature géochimique des résidus fraîchement produits et des résidus vieillissés. Les recommandations visant à réduire les risques seront proposées uniquement sous un angle d'approche de la géochimie des résidus asséchés, en dehors de toutes considérations hydrogéologiques, sanitaires ou géotechniques respectivement traitées dans le cadre des questions Q3, Q4 et Q7.**

Selon l'arrêté n° 3690-2017-ARR/DIMENC du 29/11/2017, le projet LUCY est divisé en deux phases principales :

- Phase 1 – au cours de laquelle les résidus seront déposés seulement à l'aval de la berme existante contrairement à l'arrêté qui prévoyait des dépôts à la fois à l'aval et dans l'enceinte du parc à résidus jusqu'au niveau de la berme (230 m NGNC).
- Phase 2 – débutant à l'issue de la phase 1, au cours de laquelle les résidus seront déposés au sein du stockage ultime au-delà de 230 m NGNC.

**Toutefois selon le témoignage de l'exploitant, les modalités de stockage ultimes des résidus épaissis sont susceptibles d'être modifiées en fonction des résultats d'études actuellement en cours et ne figurant pas au dossier de la présente expertise.**

En l'absence de plus amples informations concernant les détails du projet LUCY 2.0 encore en cours, **il est supposé, dans le cadre de cette question, que la future usine DWP2 utilisera le même type de procédé de traitement que l'usine pilote DWP1.**

### 8.3. Synthèse des documents

Le procédé de production des résidus miniers asséchés est décrit, d'après les éléments soumis au dossier, en partie 2.1.5 et 2.1.8. Selon les documents analysés, la caractérisation des résidus miniers émis par l'unité 285 puis épaissis par l'usine pilote DWP1 et la future usine d'assèchement DWP2 est réalisée dans le cadre des études exploratoires conduites dans le cadre du projet LUCY dans ses différentes versions (LUCY 1.0, LUCY 2.0, etc...).

**A priori, aucun suivi réglementaire n'est requis concernant la caractérisation géochimique des futurs résidus miniers asséchés qui seront produit par l'usine DWP2 au regard de l'arrêté n°3690-2017/ARR/DIMENC du 29/11/2017 et qui permettrait d'évaluer l'impact des résidus miniers sur l'environnement.**

**Certains documents de synthèse ont été établi concernant la caractérisation des résidus asséchés : notamment les documents [8] et [9] à partir d'études réalisées jusqu'en 2016. Il serait toutefois judicieux, si ce n'est déjà fait, de réaliser un document de synthèse concernant les études réalisées ultérieurement à 2016.** Le tableau suivant, établi à partir des documents figurant au dossier, présente une synthèse des caractérisations réalisées au travers de différentes études en vue de l'évolution des modalités de stockage des résidus épaissis. Il n'a pas pour objectif d'être exhaustif mais plutôt de relever les différentes types **d'analyses et d'essais réalisés sur les résidus épaissis.**

**Les remarques concernant la comparaison de ces résidus épaissis par rapport aux résidus humides sont listées lorsque cette comparaison est possible.** L'enjeu de chaque type de caractérisation est également souligné selon la grille de lecture propre à la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (source/transfert/cible).




Type de caractérisation	Etude(s)- année	Evolutions & Remarques	Enjeu de la caractérisation
Analyse chimique du résidu épaissi frais	[7]-2016 [9]-2016  [12] 2017	Tableau 13 p.17 [7]  Tableaux 7 p.21 [9]  Tableaux 2 et 3 p. 15 [12]  <i>→ Les gammes de concentrations pour les résidus asséchés sont similaires à la fraction solide de la pulpe. L'épaississement n'a pas d'influence significative sur la composition chimique du résidu. Les documents ne permettent pas de prendre en compte la spéciation du Cr.</i>	Caractérisation de la source de pollution
Minéralogie du résidu épaissi (DRX et MEB <sup>18</sup> )	[7]-2016	Composition minéralogique par analyse DRX : Tableau 1 p.87 [8] pour les résidus asséchés et les résidus humides  <i>→ Pour les minéraux majoritaires du résidu, les compositions minéralogiques par DRX des résidus humides sont similaires à celles des résidus asséchés.</i>	Caractérisation de la source de pollution
Granulométrie	[7]-2016	Granulométrie sur 7 tranches granulométrique. Fig.1 p.13 [7] pour la pulpe et Fig.4 p.18 pour les résidus épaissis.  <i>→ Le profil granulométrique est similaire entre les résidus humides et asséchés : pas d'évolution constatée.</i>	Caractérisation de la source de pollution
% solide	[7]-2016 [9]-2016	Le pourcentage solide est de l'ordre de 70%. Tableaux 7 p.21 [9] le pourcentage solide varie entre 69 et 74%  <i>→ Le pourcentage solide est moins variable pour le résidu asséché que pour le résidu humide</i>	Caractérisation de la source de pollution
Tests de lixiviation en batch cinétique et statique	[9]-2016	Page 45 [9]. Ratio L/S=10 – prélèvements 48-72-96-120 heures Page 46 [9] Norme NF EN 14997 : prélèvement à 48h à 3 pH différents (pH=3-7-12)  <i>→ Les concentrations en éléments Ca, et S dans les lixiviats sont corrélées aux teneurs en gypse dans les résidus épaissis. En revanche pour les autres éléments, il n'y a a priori pas de corrélation directe entre les teneurs dans les résidus solides et les concentrations dans les lixiviats. Des effets de sorption/désorption Les éléments au dossier indiquent une cinétique de solubilisation stable des 48h. toutefois il semble difficile d'établir des cinétiques de solubilisation précise uniquement sur la base de test de lixiviation en batch.</i>	Caractérisation de la source de pollution et du potentiel de transfert depuis la phase solide dans le temps
Tests de percolation cinétique (Modèle Physique MP contenant 437 kg de résidu asséché)  	[12] 2017	Figures 14 à 27 & Figures 32 et 33 [12]  <i>→ Les concentrations en éléments Ca, et S dans les lixiviats sont corrélées aux teneurs en gypse dans les résidus épaissis. En revanche pour les autres éléments, il n'y a a priori pas de corrélation directe entre les teneurs dans les résidus solides et les concentrations dans les lixiviats. Des effets de sorption/désorption sont probablement en jeux. Des tests de rétention/sorption pourraient confirmer cette hypothèse. → Une Solubilisation continue de métaux et métalloïdes notamment du chrome VI et Mn après un premier flush est observée. Les cinétiques de relargage n'ont pas été déterminées, l'appauvrissement de l'ensemble des éléments analysés n'a pas non plus été évalué à partir des analyses chimiques et minéralogiques des résidus en fin de test. → La présence d'une couche noire en fond de cuve présume de condition réductrice qui n'a pas été confirmée par des mesures pH/Eh ou une spéciation du Cr. Un comportement différent des résidus en superficie et en profondeur du stockage est ainsi mis en évidence. → L'identification d'une phase surnageante organique a été visualisée mais non analysée/identifiée.</i>	

Illustration 85 - Synthèse des types de caractérisation des résidus asséchés

<sup>18</sup> DRX : Diffraction des rayons X – MEB : Microscopie électronique à balayage.





#### 8.4. Avis du BRGM

Selon les informations figurant dans les documents analysés, la composition du résidu minier humide produit par l'unité 285 fluctue de façon importante au cours du temps. Ces fluctuations sont conditionnées par la chimie du minerai et par les modalités de fonctionnement de l'usine, ces derniers variants elles-mêmes en fonction de la chimie du minerai traité par le procédé hydrométallurgique. La quantité d'acide sulfurique ajouté dans le procédé pour permettre la lixiviation du minerai, tout comme les quantités de lait de chaux et de lait de calcaire (respectivement  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  et  $\text{CaCO}_3$ ) ajoutées pour neutraliser cette acidité dans les résidus sont variables.

Les résidus asséchés sont produits par l'usine de démonstration DWP1 puis seront produits par l'usine d'assèchement DWP2 à partir des résidus humides issus de l'unité 285. Ces résidus asséchés sont soumis aux mêmes variations de composition chimique que les résidus humides car le procédé d'assèchement n'a aucun impact significatif sur la composition chimique, minéralogique, ou la distribution granulométrique du résidu.

D'après les informations figurant au dossier, la teneur en gypse représente la principale source de variation de la composition chimique [10]. Il semble judicieux de conserver la proposition de discrétisation des résidus selon la teneur en gypse (basse, moyenne, haute) même si celle-ci ne permet pas d'expliquer entièrement la variabilité de la composition chimique des résidus.

Le principal impact des résidus asséchés concerne des conditions physico-chimique de stockage différentes des résidus humides. Les résidus humides sont stockés dans le parc KO2 sous eaux de ressuyage dans des conditions anoxiques. Les résidus asséchés comporteront en surface des conditions oxydantes car exposés aux eaux météoritiques avec des cycles de séchage et d'oxydation et de mouillage et de lixiviation des phases solubles. En profondeur les résidus seront en conditions anoxiques et donc réductrices. Cette différence aura donc un impact sur l'évolution des résidus dans le temps et sur la qualité des eaux interstitielles.

Par rapport aux résidus humides, dont le surnageant comporte une composition plutôt stable, les eaux en contact avec le résidu asséché devraient avoir une composition variable, bien que ceci reste à confirmer par des études ultérieures :

- Eaux de ruissellement à la surface des résidus.
- Eaux interstitielles en contact avec les résidus de surface.
- Eaux interstitielles en contact avec les résidus en profondeur.

La qualité de ces eaux devrait évoluer dans le temps jusqu'à atteindre un équilibre géochimique entre les phases solides et liquides des résidus par le biais de phénomènes de dissolution/précipitation et de mécanismes de sorption/désorption.

Par ailleurs, les résidus asséchés conservent également une variabilité de composition chimique déjà observée dans les résidus humides. Le stockage de résidus asséchés comportera donc à la fois une variation des phases solides et une variation de la qualité des eaux interstitielles en fonction de l'exposition des résidus à des conditions plus ou moins oxydantes et aux vieillissements de ces derniers.

**La compréhension de ces phénomènes est l'objectif à atteindre pour envisager une gestion environnementale adaptée du stockage de résidu épaissi.**

**A ce jour, les documents soumis au dossier d'expertise ne permettent pas de prédire précisément les caractéristiques des types de résidus asséchés et de quantifier même qualitativement l'impact qu'ils pourraient produire sur leur environnement.**

## **8.5. Recommandations**

Au regard de la question 8 et des documents soumis à expertise, les études qu'il conviendrait de réaliser, si ce n'est déjà fait, afin de mieux cerner les caractéristiques des résidus épaissis à court et long terme sont les suivantes:

- o **R.8.1.** Intégrer, en sus d'une caractérisation chimique standard, une **spéciation Cr(III), Cr(VI)** dans le suivi d'exploitation du futur stockage des résidus épaissis produits par la future usine d'assèchement DWP2.
- o **R.8.2. Dans le cadre de l'exploitation de la future usine DWP2 :** Réaliser un rapport de suivi annuel de la composition chimique des résidus asséchés sortants de l'usine DWP2 en exploitant les données de suivi :
  - o **R.8.2.1** Statistiques descriptives sur l'ensemble des données à l'aide de boîtes à moustache et scattergramme, tableau de présentation avec moyenne, écart-type, percentiles (minimum/maximum, 10-25-50-75-90-95 percentiles, écart-type).
  - o **R.8.2.2** Statistiques descriptive en découpant 3 groupes de données : basse, moyenne et haute teneur en gypse (calcul théorique de la teneur en gypse à partir de la teneur en soufre).
- o **R.8.3.** Etude géochimique d'évolution des résidus asséchés à plusieurs échelles (incluant une spéciation du Cr) :
  - o **R.8.3.1** Essai cinétique en **cellule humide** avec réplica sur 3 types de résidu épaissi frais par teneur en gypse avec modélisation géochimique une fois atteint un équilibre géochimique (analyse chimique sur liquide - analyses physico-chimique, minéralogique sur état initial et état final avec analyse couche de surface et couche en profondeur).
  - o **R.8.3.2** Essai cinétiques en **colonnes percolées** sur résidu épaissis frais selon les 3 types de résidus en fonction de la teneur en gypse et modélisation géochimique une fois atteint un équilibre géochimique.
  - o **R.8.3.3** Essai cinétique par **modèle physique (MP) [17]** sur des résidus épaissis à teneur moyenne en gypse, en distinguant eaux de ruissellement, eaux interstitielles de surface et en profondeur jusqu'à atteindre un équilibre physico-chimique pour ces eaux (analyse chimique sur liquide - analyses physico-chimique, minéralogique sur état initial et état final avec analyse couche de surface et couche en profondeur).
  - o **R.8.3.4** Essai cinétique en **parcelle de terrain via les cellules de suivi**: Intégrer des mesures chimiques d'eaux interstitielles et des analyses chimiques et minéralogiques du résidu asséché à long terme dans le cadre des cellules de suivi quand il sera possible de produire suffisamment de résidus épaissis pour remplir ces cellules.
  - o **R.8.3.5** Identifier, quantifier et évaluer la stabilité des minéraux ayant un potentiel de sorption des métaux et métalloïdes par des **essais de sorption**, notamment chrome et manganèse, pour évaluer avec plus de précision le potentiel de lixiviation des résidus à long terme.
- o **R.8.4 :** Envisager un traitement passif ou actif des effluents en cas de dépassement dans les effluents et/ou une stabilisation des résidus asséchés.

Dans ce cadre, les normes et règles de l'art suivantes pourront être suivies :

- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2020). Guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai, Québec, 52 p. [En ligne]. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/Industriel/secteur-minier/guide-caracterisation-minerai.pdf> Comité Français des Géosynthétiques.
- *Essais cinétiques en colonne percolée et essais de sorption* : Revue de littérature en vue de la mise à jour du guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai – PU-2013-05-806 – Rapport (2015).
- *Essai cinétique en cellule normé par l'ASTM* : (ASTM D 5744-96, 1998; 2007) : ASTM. (1998). D5744-96, Standard Test Method for Accelerated Weathering of Solid Materials Using Modified Humidity Cell. Annual Book of ASTM Standards.11.04: 259-271.ASTM. (2007). D5744-07, Standard Test Method for Accelerated Weathering of Solid Materials Using a Humidity Cell. Annual Book of ASTM Standards.

## 9. Conclusions et recommandations

### 9.1. Conclusions de l'expertise

Les conclusions ci-dessous reprennent celles des chapitres précédents.

#### **Q1 - Quelle est l'extension actuelle exacte du panache ? Quels polluants (concentrations et éléments majeurs, traces et indésirables) sont concernés ?**

Le choix d'utiliser les concentrations en  $\text{SO}_4$ , seul élément chimique ayant fait l'objet d'une caractérisation spatiale dans les eaux souterraines par Prony, pour étudier l'extension du panache est approprié dans le contexte de l'hydrosystème du plateau de Goro. D'une part, les éléments majeurs sont plus légitimes que les métaux de transitions (Mn, Ni, Cr, Co) à être considérés comme des traceurs quasi-parfait. D'autre part, la faible minéralisation naturelle des eaux de l'hydrosystème amène à travailler avec des valeurs seuils dont les concentrations sont très faibles en comparaison des teneurs observées des eaux interstitielles composant les résidus humides stockés dans le parc à résidus. L'amplitude des écarts entre les concentrations dans les eaux naturelles et les concentrations de l'eau interstitielle des résidus humides, permet de classer les éléments majeurs par ordre de pertinence. Selon le contenu des documents mis à disposition, les eaux interstitielles présentent des concentrations significativement supérieures en  $\text{SO}_4$  (4 ordres de grandeur), en Mg (3 ordres de grandeur), en Ca (2 ordres de grandeur), en Na (1 ordre de grandeur) et en Cl (0,5 à 1 ordre de grandeur). Bien que les concentrations en  $\text{SO}_4$  puissent être naturellement régulées par certains équilibres eaux-roches (ex : précipitation de minéraux sulfatés), la très forte amplitude de l'écart de concentration entre les deux types d'eau justifie de privilégier leur usage pour délimiter l'étendue générale du panache minéralisé dans l'hydrosystème.

Les chroniques de données disponibles révèlent une forte hausse générale des concentrations en  $\text{SO}_4$  principalement au droit des deux sources et de nombreux piézomètres précédemment mentionnés (WKH102, WKH103, WK6-12, WKBH110, WKBH110A) dans le cadre de l'extension du panache en mai 2016. Ces résultats ne remettent donc pas en cause les limites spatiales précédemment définies à partir des données de mai 2016. Le BRGM précise, qu'au regard des fortes concentrations, le front du panache a progressé dans la zone de transition dépourvue de piézomètres, située entre les piézomètres des groupes B et C. Toutefois en l'absence de consultation des données brutes (piézomètres C) et/ou de données complémentaires dans la zone de transition, le front du panache en  $\text{SO}_4$  s'établissait toujours entre les piézomètres WKBH110 et WKBH115 ou WKBH116 dans l'aquifère principal en 2020.

A ce jour, aucun document soumis au dossier d'expertise ne permet de définir précisément l'ensemble des polluants (éléments majeurs, traces et indésirables) composant le panache observé dans les eaux souterraines. Bien que non versés au dossier de l'expertise, les rapports annuels de surveillance des eaux souterraines constituent pour le BRGM les documents les plus pertinents pour déterminer la composition actuelle du panache en provenance du parc KO2. L'étude s'est toutefois limitée aux quelques éléments majeurs et traces pour lesquels les chroniques de concentration étaient illustrées dans le rapport annuel le plus récent (année 2020), à savoir les concentrations en  $\text{SO}_4$ , Mg, Cl,  $\text{NO}_3$ , Mn, Ni et Cr.



Dans le cadre de cette expertise, le BRGM considère l'évolution temporelle des concentrations mesurées dans les eaux souterraines au droit des piézomètres WKH102 et WKB103 et de la source WK17 comme éléments pertinents pour mener une première estimation de la composition du panache. La sélection de ces points de surveillances sont issues des conclusions relatives à l'étendue du panache dans l'aquifère principal et notamment la présence du cœur du panache au droit de ces 3 points de surveillance. L'évolution synchrone des chroniques de concentrations en  $\text{SO}_4$ , Mg, Cl, Ni et Cr amène à considérer une origine commune de ces éléments chimiques dans les eaux souterraines qui est attribué au panache en provenance du bassin à résidus. Les concentrations maximales atteinte au droit de ces points de surveillance au cours de l'année 2020 sont estimées à 1200 mg/l pour les  $\text{SO}_4$ , 370 mg/l pour le Mg, 50 mg/l pour les Cl, 0,2 mg/l pour le Ni et 0,04 mg/l pour le Cr.

Dans le cadre de l'étude d'impact, seuls les éléments chimiques dont les concentrations dépassent la valeur seuil du fond géochimique sont considérés comme des polluants. Selon cette définition, les  $\text{SO}_4$ , Mg et Cl sont les principaux éléments polluants identifiables au sein de l'aquifère dans les données consultées. En dépit de l'augmentation significative des concentrations en Cr depuis 2016, les concentrations maximales n'excèdent pas la valeur seuil de référence (0,47 mg/l) du fond géochimique des eaux de l'aquifère principal. Le Cr n'est donc pas considéré comme un polluant dégradant actuellement la qualité des eaux souterraines, bien que l'augmentation progressive des concentrations puisse faire l'objet de préoccupation à court et moyen termes. **En l'absence de valeur seuil établie à partir du fond géochimique pour le Ni, il n'est pas possible, à ce jour, de statuer avec certitude du niveau d'altération de la qualité des eaux induit par les concentrations en Ni observées au sein du panache dans l'aquifère principal.** Ce point souligne l'importance d'établir une connaissance du fond géochimique complète et fiable pour l'ensemble des éléments chimiques. La liste de substances composant le panache reste donc non-exhaustive à ce jour.

## **Q2 - Quelles sont les caractéristiques, et notamment phrases de risques, des actuels résidus humides et du surnageant en comparaison avec les études initiales ?**

Les résidus miniers produits par l'unité 285 sont composés d'une partie solide et d'une partie liquide.

Selon les informations figurant dans les documents expertisés, la **fraction solide des résidus humides** est composée :

- des minéraux non lixiviés du minerai initial (minéraux non exploités par le procédé : talc, quartz...),
- des composés précipités dans le cadre du procédé de traitement des résidus (gypse et oxy-hydroxyde métalliques).

Selon les informations figurant dans les documents analysés, la composition du résidu minier humide produit par l'unité 285 fluctue de façon importante au cours du temps. Ces fluctuations sont conditionnées par la chimie du minerai et par les modalités de fonctionnement de l'usine. Ces dernières variant elles-mêmes en fonction de la chimie du minerai traité par le procédé hydrométallurgique. Notamment, la quantité d'acide sulfurique ajouté dans le procédé pour permettre la lixiviation du minerai est variable. Les quantités de lait de chaux et de lait de calcaire (respectivement  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  et  $\text{CaCO}_3$ ) ajoutées pour neutraliser cette acidité dans les résidus sont donc également variables.

Selon les informations figurant dans les documents analysés, les caractéristiques chimiques sont les seuls paramètres variables de la fraction solide des résidus miniers. Celles-ci sont sujettes à la fois à la variabilité géochimique du minerai alimentant le procédé hydrométallurgique et à la variabilité géochimique des composés précipités dans le cadre du procédé de traitement des effluents. Cette variabilité chimique est intrinsèque au résidu et inévitable du fait de la nature du minerai et du procédé utilisé. Par ailleurs les documents expertisés soulignent que l'équilibre géochimique des résidus n'est pas atteint une fois produits par l'usine 285.

La variabilité géochimique de la fraction solide des résidus est double et peut être décomposée en :

- une variabilité du flux de résidus humides produits du fait du minerai en lui-même et du procédé hydrométallurgique,
- une variabilité de stabilité géochimique d'un résidu humide donné du fait d'une évolution géochimique dans le temps pour un type de résidu produit depuis son lieu de production à l'usine 285 jusqu'au vieillissement sous eau dans le parc KO2.

Selon les informations figurant dans les documents expertisés, la **fraction liquide des résidus humides** est composée de l'eau de procédé de l'usine qui a été neutralisée et appauvrie en métaux et métalloïde dans le cadre du procédé de traitement des résidus. **Le surnageant du parc KO2** est composé d'un mélange à part non connue entre la fraction liquide des résidus miniers (eaux de ressuyage) et le flux d'eaux météoritiques rapporté à la surface du parc KO2. Pour rappel ce surnageant est lui-même pompé vers l'usine 285 pour traitement.

**A ce jour, aucune document soumis au dossier d'expertise ne permet de prédire précisément les caractéristiques des types de résidus humides produits par l'usine car cette variabilité n'est pas encore modélisable malgré les études réalisées en ce sens [8]. A noter toutefois que cette variabilité chimique était déjà signalée dans les études initiales.**

**Le surnageant n'est, a priori, pas soumis aux variations observées sur la fraction solide par rapport aux études initiales excepté pour les concentrations en chlorures plus élevées d'un facteur de 10 par rapport aux études initiales. Hormis pour la concentration en chlorure il n'y a donc pas de changement par rapport aux études initiales.**

**Q3 - Quelle est l'évolution attendue sur le court et le long-terme des concentrations des différents polluants issus de l'infiltration dans le milieu naturel ? Quelle est notamment cette évolution dans la Kwé et les sources environnantes (temps de transfert dans les eaux souterraines et de surface) ?**

#### **A court terme**

A partir des éléments identifiés par le BRGM dans les documents fournis par PRNC, il est possible de répondre à la question quant à l'évolution des concentrations à court terme mais uniquement localement (en 3 points dans les eaux souterraines : WK17, WKBH110, WBH109A et en 1 point dans la Kwé ouest : KOL) et uniquement pour les sulfates.

Pour les eaux souterraines en aval du parc à résidus :

Les résultats de modélisation montrent que, sur la période 2018-2023 :

- La concentration en sulfate au droit de la source WK17 devrait continuer à augmenter pour tendre vers une valeur plafond qui devrait rester inférieure à 2 500 mg/L.
- La concentration en sulfate dans les eaux souterraines devrait continuer à augmenter pour tendre vers une valeur plafond qui devrait rester inférieure à 800 mg/L sur les piézomètres WKBH110 et WKBH109A.

A fin 2020<sup>19</sup>, les concentrations réellement mesurées dans les eaux souterraines (respectivement 1 300 mg/L, 250 mg/L et 420 mg/L au droit de WK17, WKBH110 et WKBH109A) sont inférieures à ces concentrations estimées par modélisation.

Entre août 2020 et juin 2021<sup>20</sup>, les concentrations réellement mesurées dans les eaux souterraines (respectivement 1 500 mg/L, 247 mg/L et 229 mg/L au droit de WK17, WKBH110 et WKBH109A) sont inférieures à ces concentrations estimées par modélisation.

#### Pour les eaux de la Kwé ouest :

D'après les résultats modélisés, il est attendu que le panache de sulfate en provenance du parc à résidus atteigne la Kwé ouest d'ici décembre 2023. La valeur de la concentration maximale attendue à la station KOL, à fin 2023, est d'environ 100 mg/L.

En 2020<sup>8</sup>, la concentration maximale réellement mesurée dans la Kwé ouest à la station KOL (environ 70 mg/L) est inférieure à la concentration maximale modélisée.

Entre août 2020 et juin 2021<sup>9</sup>, la concentration maximale réellement mesurée dans la Kwé ouest à la station KOL (20 mg/L) est inférieure à la concentration maximale modélisée.

Ces conclusions restent toutefois à prendre avec précaution car un certain nombre de questions persistent quant aux hypothèses considérées dans les estimations réalisées (cf. remarques du BRGM formulées ci-avant).

### **A moyen terme**

A partir des éléments identifiés par le BRGM dans les documents fournis par PRNC, il est possible de répondre à la question quant à l'évolution des concentrations à moyen terme (c'est-à-dire tenant compte des aménagements prévus dans le cadre du projet Lucy 1.0) mais uniquement dans la Kwé Ouest, au niveau de la station KOL, pour le sulfate, sous forme de concentration en fonction d'une probabilité de non dépassement.

D'autres estimations ont également été faites mais celles-ci ne tiennent pas compte des études récentes montrant que la concentration en sulfate des eaux de percolation sera probablement 3 à 4 fois plus importante que celle envisagée lors du dépôt du dossier de demande d'autorisation du projet LUCY. Ces estimations sont les suivantes :

- Dans les eaux souterraines en aval du stockage sous forme de carte d'extension du panache pour SO<sub>4</sub>, Mn et Cr.
- Dans la Kwé Ouest, au niveau de la station KOL, pour Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr, sous forme de concentration en fonction d'une probabilité de non dépassement.

Il est à noter que l'évaluation de l'impact du projet Lucy 1.0 est réalisée sans tenir compte de l'évolution de la composition chimique des résidus en lien avec les nouvelles modalités de production.

Ces conclusions restent toutefois à prendre avec précaution étant donné qu'un certain nombre de questions persistent concernant les hypothèses considérées dans les estimations réalisées (cf. remarques du BRGM formulées ci-avant).

---

<sup>19</sup> Données disponibles dans les documents consultés dans le cadre de l'expertise.

<sup>20</sup> Données complémentaires fournies par PRNC par mail du 17/11/22.

## A long terme

A partir des éléments identifiés par le BRGM dans les documents fournis par PRNC, il est possible de répondre à la question quant à l'évolution des concentrations à long terme (c'est-à-dire tenant compte des aménagements envisageables dans le cadre du projet Lucy 2.0) mais uniquement dans la Kwé ouest, au niveau de la station KOL, pour le sulfate, sous forme de concentration en fonction d'une probabilité de non dépassement.

Dans les deux cas (projets Lucy 1.0 et 2.0), la concentration en sulfate à la station KOL pourra dépasser le seuil de toxicité aigu (1 900 mg/L), en période d'étiage.

Il est à noter que l'évaluation de l'impact du projet Lucy 2.0 est réalisée sans tenir compte :

- des effets potentiels liés au stockage des résidus ailleurs qu'en aval du parc à résidus KO2 (zones non encore identifiées par l'exploitant) ;
- de l'évolution de la composition chimique des résidus en lien avec les nouvelles modalités de production.

Ces conclusions restent toutefois à prendre avec précaution car un certain nombre de questions persistent quant aux hypothèses considérées dans les estimations réalisées (cf. remarques du BRGM formulées ci-avant).

### **Q5 - Existe-t-il une influence d'autres sources de contamination industrielles (par exemple eaux de process utilisées à l'unité de préparation du minerai) sur la Kwé et les sources environnantes ?**

L'analyse des documents fournis par Prony permet de d'envisager quatre types de source de contamination d'origine industrielles dans les eaux souterraines. Trois de ces sources sont associés à la construction et aux activités industrielles menées depuis l'usine de préparation du minerai et le centre de maintenance de la mine (UPM-CIM), à savoir :

- une contamination généralisée de l'aquitard latéritique par l'altération de bétons utilisés pour la construction des infrastructures du complexe industriel ;
- une contamination de l'aquitard latéritique en  $\text{SO}_4$  et Mg au droit des installations de l'UPM et en aval hydraulique impactant l'eau de la rivière Kwé, au niveau de la creek KO5 ;
- une contamination aux hydrocarbures suite à la fuite d'une cuve de gazoil en 2018.

La quatrième source, qui correspond à une contamination des eaux souterraines au  $\text{NO}_3$ , est observée au pied de la berme, au droit d'un doublet de piézomètres situés à proximité de la carrière du mamelon, et dont l'origine n'a pas fait l'objet de note technique parmi les documents consultés.

### **Q6 & Q7 Existe-t-il un risque sur le long-terme que l'infiltration aujourd'hui constatée s'aggrave, notamment par une détérioration supplémentaire de la géomembrane ou une augmentation du volume de résidus stockés ? Quelles règles d'exploitation devraient être mises en œuvre pour limiter, atténuer voire supprimer ce risque ? Le cas échéant, quels moyens de remédiations face au risque toxique devraient être mis en œuvre et selon quel calendrier ?**

Le parc à résidus présente plusieurs caractéristiques spécifiques susceptibles de remettre en cause l'intégrité de la géomembrane :

- Les sols supports de la géomembrane, constitués des formations naturelles d'altération et de comblement de la vallée, sont compressibles et donc potentiellement sujets aux tassements.
- Les sols supports de la géomembrane sur les talus au-dessus de la cote 220 sont potentiellement poinçonnant.
- Les résidus, mis en place par voie humide (boues), sont sujets à la consolidation. Ce phénomène implique une augmentation des contraintes verticales effectives et des contraintes tangentielles appliquées par les résidus sur la géomembrane.
- Compte tenu des dimensions et de la géométrie du parc, il existe nécessairement des soudures perpendiculaires à l'axe des pentes (des talus de la vallée notamment), ce qui est contraire aux règles de l'art car favorable à des altérations de la géomembrane.

Les mécanismes d'altération de la géomembrane susceptibles d'intervenir, ou étant même apparus, sont :

- **Poinçonnement de la géomembrane** sous l'effet des contraintes verticales (ou normales) appliquées par les résidus. En effet, la fraction solide des résidus est particulièrement dense et la hauteur du massif est importante (env. 60 m à l'amont immédiat du barrage). La granulométrie fine des résidus ne leur confère a priori pas un effet poinçonnant susceptible d'altérer la membrane. En revanche, les matériaux supports peuvent comporter des éléments grossiers qui peuvent aboutir à des perforations de la membrane.
- **Elongation anormale de la géomembrane** sous l'effet de l'augmentation des contraintes effectives lors de la consolidation des déchets. Les règles de l'art fixent à 8 à 12% l'élongation maximale d'une géomembrane PEBD à l'Etat Limite Ultime (ELU), état au-delà duquel il est considéré que la géomembrane n'assure plus son rôle d'étanchéité.
- **Elongation anormale localisée de la géomembrane** due à des tassements différentiels des sols supports. Ce phénomène est susceptible d'intervenir notamment à proximité des tranchées du réseau drainant.
- **Déchirure** de la zone courante de la membrane ou des soudures. Ce phénomène est particulièrement susceptible d'intervenir sur les soudures perpendiculaires à l'axe des pentes, celles-ci subissant les efforts de traction appliquées par les résidus.
- **Arrachement des ancrages** sous l'effet des contraintes de traction, si celles-ci ont été minimisées ou bien que les ancrages ont été sous dimensionnés.

Les documents figurant au dossier ne comportent pas d'éléments permettant d'évaluer ou de garantir le bon dimensionnement du dispositif d'étanchéité par géomembrane du parc à résidus.

**Q8 - Quelles sont les caractéristiques des résidus secs pour mieux évaluer l'impact potentiel futur de Lucy 2.0 sur le risque de pollution par infiltration ? La mise en oeuvre de résidus asséchés en aval de la berme peut-elle avoir un impact supplémentaire sur les eaux souterraines et de surface environnantes ? Si oui, comment réduire au maximum ce risque ?**

Les résidus asséchés sont produits par l'usine de démonstration DWP1 puis seront produits par l'usine d'assèchement DWP2 à partir des résidus humides produit par l'unité 285. Ces résidus asséchés sont soumis aux mêmes variations de composition chimique que les résidus humides car le procédé d'assèchement n'a aucun impact significatif sur la composition chimique, minéralogique, ou la distribution granulométrique du résidu.

D'après les informations figurant au dossier, la teneur en gypse représente la principale source de variation de la composition chimique [10]. Il semble judicieux de conserver la proposition de discrétisation des résidus selon la teneur en gypse (basse, moyenne, haute) même si celle-ci ne permet pas d'expliquer entièrement la variabilité de la composition chimique des résidus.

Le principal impact des résidus asséchés concerne des conditions physico-chimique de stockage différentes des résidus humides. Les résidus humides sont stockés dans le parc KO2 sous eaux de ressuyage dans des conditions anoxiques. Les résidus asséchés comporteront en surface des conditions oxydantes car exposés aux eaux météoritiques avec des cycles de séchage et d'oxydation et de mouillage et de lixiviation des phases solubles. En profondeur les résidus seront en conditions anoxiques et donc réductrices. Cette différence aura donc un impact sur l'évolution des résidus dans le temps et sur la qualité des eaux interstitielles.

Par rapport aux résidus humides dont le surnageant comporte une composition plutôt stable, les eaux en contact avec le résidu asséché devraient avoir une composition variable bien que ceci reste à confirmer par des études ultérieures :

- eaux de ruissellement à la surface des résidus ;
- eaux interstitielles en contact avec les résidus de surface ;
- eaux interstitielles en contact avec les résidus en profondeur.

La qualité de ces eaux devrait évoluer dans le temps jusqu'à atteindre un équilibre géochimique entre les phases solides et liquides des résidus par le biais de phénomènes de dissolution/précipitation et de mécanismes de sorption/désorption.

Par ailleurs, les résidus asséchés conservent également une variabilité de composition chimique déjà observée dans les résidus humides. Le stockage de résidus asséchés comportera donc à la fois une variation des phases solides et une variation de la qualité des eaux interstitielles en fonction de l'exposition des résidus à des conditions plus ou moins oxydantes et aux vieillissements de ces derniers.

La compréhension de ces phénomènes est l'objectif à atteindre pour envisager une gestion environnementale adaptée du stockage de résidu épaissi.

A ce jour, aucun document soumis au dossier d'expertise ne permet de prédire précisément les caractéristiques des types de résidus asséchés et de quantifier même qualitativement l'impact qu'ils pourraient produire sur leur environnement.

## 9.2. Recommandations du BRGM

Les recommandations listées ci-dessous reprennent celles des chapitres précédents. Les réponses de PRNC à ces recommandations figurent en annexe 2.

### **Q1 - Quelle est l'extension actuelle exacte du panache ? Quels polluants (concentrations et éléments majeurs, traces et indésirables) sont concernés ?**

- **R.1.1** : compléter le réseau de surveillance par de nouveaux piézomètres captant l'aquifère principal au sein de l'aire délimitée par les 3 piézomètres WKBH110, WKBH115 et WKBH116.
- **R1.2** : mettre en place au moins un doublé piézométrique (aquitard/aquifère) sur la berge sud du cours d'eau entre les piézomètres WKBH110 et WKBH116, en amont de la station 3-E



- **R.1.3.** : une mise à jour du fond géochimique, intégrant l'ensemble des éléments chimiques spécifiés dans l'ancien arrêté n°1466-2008/PS du 9 octobre 2008 (incluant de métaux de transition dont le Ni et le Co) en considérant une approche par bassin.
- **R.1.4** : procéder à une analyse statistique des chroniques ou séries temporelles de concentrations de l'ensemble des éléments chimiques suivis.
- **R.1.5.** : : une actualisation des cartes de panache des SO<sub>4</sub> dans (i) l'aquitard et (ii) l'aquifère principal, au droit de l'ensemble des piézomètres de surveillance ayant fait l'objet d'analyses en 2020 ou 2021.
- **R-1.6.** : procéder à la cartographie de concentrations de l'ensemble des éléments chimiques faisant l'objet d'analyses au sein du réseau de surveillance.
- **R.1.7** : Refaire une campagne piézométrique intégrant la zone Sud-est.

**Q2 - Quelles sont les caractéristiques, et notamment phrases de risques, des actuels résidus humides et du surnageant en comparaison avec les études initiales ?**

- **R.2.1.** Intégrer une spéciation Cr(III), Cr(VI) dans le suivi du parc (fréquence hebdomadaire ou mensuelle) :
- **R.2.2.** Réaliser un rapport de suivi de la composition chimique des résidus humides déposés dans le parc entre 2009 et aujourd'hui en exploitant les données de suivi hebdomadaire :
  - **R.2.2.1** Statistiques descriptives sur l'ensemble des données à l'aide de boîtes à moustache et scattergramme, tableau de présentation avec moyenne, écart-type, percentiles (minimum/maximum, 10-25-50-75-90-95 percentiles, écart-type).
  - **R.2.2.2** Statistiques descriptive en découpant 3 groupes de données : basse, moyenne et haute teneur en gypse (calcul théorique de la teneur en gypse à partir de la teneur en soufre).
- **R.2.3.** Etude géochimique d'évolution des résidus humides à plusieurs échelles (incluant une spéciation du Cr) :
  - **R.2.3.1** Essais cinétiques en cellule humide avec réplica sur 3 types de résidu frais par teneur en gypse et un résidu vieilli en parc KO2 avec modélisation géochimique une fois atteint un équilibre géochimique (analyse physico-chimique, minéralogique sur état initial et état final).
  - **R.2.3.2** Essais cinétiques en colonnes percolées sur résidu frais par teneur en gypse et résidu vieilli en parc, et modélisation géochimique une fois atteint un équilibre géochimique OU pilote métrique sans inclinaison utilisé dans le cadre de l'étude [10] sur au moins 12 cycles de mouillage/séchage (analyse physico-chimique, minéralogique sur état initial et état final).
  - **R.2.3.3** Essai cinétique en parcelle de terrain : Intégrer des mesures chimiques d'eaux interstitielles et des analyses chimiques et minéralogiques du résidu humide à long terme dans le cadre des cellules de suivi qui sont utilisées à ce jour uniquement pour évaluer les propriétés géotechniques des résidus.
  - **R.2.3.4** Identifier, quantifier et évaluer la stabilité des minéraux ayant un potentiel de sorption des métaux et métalloïdes, notamment chrome et manganèse, pour évaluer avec plus de précision le potentiel de lixiviation des résidus à long terme.

**Q3 - Quelle est l'évolution attendue sur le court et le long-terme des concentrations des différents polluants issus de l'infiltration dans le milieu naturel ? Quelle est notamment cette évolution dans la Kwé et les sources environnantes (temps de transfert dans les eaux souterraines et de surface) ?**

#### Pour le court terme

- **R.3.1.** Apporter des éléments de réponse aux remarques formulées par le BRGM.
- **R.3.2.** Estimer l'évolution des concentrations pour les autres substances que le sulfate. Cette substance constitue un bon traceur en termes de mobilité et donc en termes d'extension maximale du panache. En revanche, par exemple, il ne s'agit pas de la substance la plus pénalisante en termes de toxicité et d'écotoxicité.

L'estimation de l'évolution des concentrations s'avère, a priori, relativement aisée dans les eaux souterraines, à partir des résultats du sulfate<sup>21</sup>. Pour l'estimation des concentrations pour les autres substances dans la Kwé ouest, cela nécessite de prendre en compte les données de qualité avant la construction du parc à résidu actuel.

- **R.3.3.** Présenter les résultats de modélisation dans les eaux souterraines sous forme de carte d'extension des concentrations calculées et de graphiques d'évolution des concentrations avec le temps, en d'autres points que les 3 points retenus. L'objectif de cette recommandation est de mieux se rendre compte de l'extension spatiale du panache et de son évolution temporelle à court terme (jusque fin 2023).
- **R.3.4.** Mettre à jour régulièrement les calculs dans les eaux souterraines et les eaux de surface et comparer les résultats avec les données observées (sur le maximum de points parmi les points suivis). L'objectif de cette recommandation est de vérifier le bon calage de la modélisation par rapport à la réalité et d'améliorer le modèle si besoin.

#### Pour le moyen terme

- **R.3.5.** Apporter des éléments de réponse aux remarques formulées par le BRGM.
- **R.3.6.** Prendre en compte l'évolution des nouvelles modalités de production de l'usine dans les hypothèses d'évolution de la composition des résidus utilisées dans les modèles.
- **R.3.7.** Intégrer comme données d'entrée des modèles (pour la définition des termes sources) les résultats des études complémentaires recommandées dans les questions Q2 (remarques R2.1 à R2.3.4) et Q8 (remarques R8.1 à R8.4) afin de mieux cerner les caractéristiques des actuels résidus humides, du surnageant et des résidus asséchés.
- **R.3.8.** Sur la base de la ré-évaluation de la composition chimique des eaux de percolation.
  - Pour les sulfates, ré-évaluer l'impact des rejets contrôlés et non contrôlés sur la Kwé ouest.
  - Pour les autres composés (Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr), ré-évaluer l'impact des transferts dans les eaux souterraines, des rejets contrôlés et non contrôlés sur la Kwé ouest.
- **R.3.9.** Présenter les résultats de modélisation dans les eaux souterraines pour SO<sub>4</sub>, Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr sous forme de carte d'extension des concentrations calculées et de graphiques d'évolution des concentrations avec le temps afin de mieux se rendre compte de l'évolution spatio-temporelle du panache dans les eaux souterraines.
- **R.3.10.** Mettre à jour régulièrement les calculs dans les eaux souterraines et les eaux de surface et comparer les résultats avec les données observées (sur le maximum de points parmi les points suivis). L'objectif de cette recommandation est de vérifier le bon calage de la modélisation par rapport à la réalité et d'améliorer le modèle si besoin.

---

<sup>21</sup> Substance considérée comme étant un traceur parfait donc le flux massique dans les eaux souterraines de n'importe quel élément chimique peut, a priori, être déduit des résultats obtenus avec cette substance.

- **R.3.11.** Réaliser des études complémentaires<sup>22</sup> afin d'identifier le mécanisme expliquant la « capacité tampon » de la roche encaissante latéritique lors du transport du manganèse et permettre d'en tenir compte dans l'évaluation du devenir du manganèse dans les eaux souterraines en aval du stockage de résidus. L'objectif de cette recommandation est de pouvoir prendre en compte une éventuelle saturation des sites d'adsorption du manganèse.

Pour le long terme

- **R.3.12.** Apporter des éléments de réponse aux remarques formulées par le BRGM.
- **R.3.13.** Prendre en compte l'évolution des nouvelles modalités de production de l'usine dans les hypothèses d'évolution de la composition des résidus utilisées dans les modèles.
- **R.3.14.** Intégrer comme données d'entrée des modèles (pour la définition des termes sources) les résultats des études complémentaires recommandées dans les questions Q2 (remarques R2.1 à R2.3.4) et Q8 (remarques R8.1 à R8.4) afin de mieux cerner les caractéristiques des actuels résidus humides, du surnageant et des résidus asséchés.
- **R.3.15.** Présenter les résultats de modélisation dans les eaux souterraines pour SO<sub>4</sub>, Mg, Ca, Cl, Na, Mn, Ni, Co et Cr sous forme de carte d'extension des concentrations calculées et de graphiques d'évolution des concentrations avec le temps afin de mieux se rendre compte de l'évolution spatio-temporelle du panache.

**Q5 - Existe-t-il une influence d'autres sources de contamination industrielles (par exemple eaux de process utilisées à l'unité de préparation du minerai) sur la Kwé et les sources environnantes ?**

Problématique sulfates à court terme :

- **R.5.1. compléter le réseau de piézomètre actuel** en procédant
  - **R.5.1.1.** au remplacement des piézomètres 4-Z4A et 4-ZA par deux nouveaux ouvrages, si l'opération n'a pas déjà été effectuée.
  - **R.5.1.2.** à l'ajout d'un couple de piézomètre dans l'axe du panache modélisé dans l'étude de Prony 2017 [2].
- **R.5.2. intégrer l'impact éventuelle de la zone de stockage du minerai basse teneur et de stériles**, afin d'étudier ou rejeter l'hypothèse d'un enrichissement en SO<sub>4</sub> depuis l'amont hydraulique de l'UPM. Pour ce faire, il est proposé d'intégrer le couple de piézomètres 09EX0029/09EX0047 au plan de suivi de la zone UMP.
- **R.5.3. assurer un suivi des concentrations des eaux souterraines depuis les piézomètres 4Z-1 et/ou 4Z-2** pour suivre l'amplitude du développement vers l'Est du panache enrichi en SO<sub>4</sub>.

Problématique sulfates à moyen terme :

- **R.5.4. intégrer l'impact des mesures de mitigations appliquées dans le processus de lessivage et d'égouttage des résidus rocheux (i.e. usage d'eau brut ; plus faible proportion d'eau douce dans lors du mélange avec les eaux de procédé) sur l'évolution des concentrations en SO<sub>4</sub> dans l'aquitard latéritique.**
- **R.5.5. envisager un test de traçage depuis l'UPM pour clarifier le rôle de la cuirasse de fer sur les écoulements dans l'aquitard latéritique.**

---

<sup>22</sup> Une étude préliminaire a été réalisée par le groupement AEL/CEA (Achard et al., 2016).

#### Problématique « altération des bétons »

- **R.5.6.** s'assurer que les concentrations en Ca, Cl et K ne sont simplement pas plus élevées naturellement dans la bassin KO5. Ce point s'inscrit dans le cadre d'une actualisation du fond géochimique par sous bassin versant.
- **R.5.7.** évaluer la problématique de l'altération des bétons avec un nombre de piézomètres plus robuste. La mise en place de nouveaux piézomètres selon un profil linéaire suivant le sens des écoulements semble pertinent.

#### Problématique « nitrates »

- **R.5.8.** clarifier l'amplitude réelle de l'impact de l'usage d'explosif sur l'hydrosystème lors de la phase l'exploitation de la carrière, à partir de données anciennes. Cette recommandation est conditionnée à l'existence de données hydrogéochimique au droit des piézomètres PIEZ2 et PIEZ3 pendant la phase d'exploitation de la mine.
- **R.5.9.** procéder à l'analyse de l'eau au droit du piézomètre WKBH01 pour évaluer si d'autres zones au pied de la berme sont affectées par le phénomène.

#### Problématique « hydrocarbures »

- **R.5.10.** Réaliser un suivi de la qualité des eaux souterraines en hydrocarbures sur les points de suivi récemment créés (4-z6 et 4-z6a) afin de vérifier l'absence de produit non miscible (lentille de flottant) et de produit dissous dans les eaux souterraines.
- **R.5.11.** Adapter les méthodes d'analyse des hydrocarbures dans les eaux afin de baisser les limites de quantification associées.
- **R.5.12.** Ajouter le suivi des paramètres de type HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) dans les eaux souterraines et les eaux de surface. Le suivi des substances appartenant à la famille des BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes) est également recommandé, a minima lors d'une première campagne d'échantillonnage. Ce suivi sera prolongé en cas de quantification des BTEX ou en cas de présence de stockage et/ou d'utilisation de carburants légers (type essence).

**Q6 & Q7 - Existe-t-il un risque sur le long-terme que l'infiltration aujourd'hui constatée s'aggrave, notamment par une détérioration supplémentaire de la géomembrane ou une augmentation du volume de résidus stockés ? Quelles règles d'exploitation devraient être mises en œuvre pour limiter, atténuer voire supprimer ce risque ? Le cas échéant, quels moyens de remédiation face au risque toxique devraient être mis en œuvre et selon quel calendrier ?**

- **R.6.1.** Détermination des contraintes totales et effectives, normales et tangentielles, auxquelles la géomembrane sera soumise au terme de l'exploitation et de la consolidation des résidus.
- **R.6.2.** Evaluation des efforts maximaux de traction subis par la géomembrane.
- **R.6.3.** Evaluation de la déformation maximale de la géomembrane.
- **R.6.4.** Evaluation des contraintes de poinçonnement.
- **R.6.5.** Dimensionnement des ancrages.
- **R.7.1.** Réduire la teneur en eau des résidus mis en stock.
- **R.7.2.** Evacuer l'eau de la zone de stockage.
- **R.7.3.** Mise en place, au sein du massif de résidus d'un réseau de puits de pompage ou d'un réseau de mèches drainantes verticales.

**Q8 - Quelles sont les caractéristiques des résidus secs pour mieux évaluer l'impact potentiel futur de Lucy 2.0 sur le risque de pollution par infiltration ? La mise en oeuvre de résidus asséchés en aval de la berme peut-elle avoir un impact supplémentaire sur les eaux souterraines et de surface environnantes ? Si oui, comment réduire au maximum ce risque ?**

- o **R.8.1.** Intégrer, en sus d'une caractérisation chimique standard, une **spéciation Cr(III), Cr(VI)** dans le suivi d'exploitation du futur stockage des résidus épaissis produits par la future usine d'assèchement DWP2.
- o **R.8.2. Dans le cadre de l'exploitation de la future usine DWP2 :** Réaliser un rapport de suivi annuel de la composition chimique des résidus asséchés sortants de l'usine DWP2 en exploitant les données de suivi :
  - o **R.8.2.1** Statistiques descriptives sur l'ensemble des données à l'aide de boîtes à moustache et scattergramme, tableau de présentation avec moyenne, écart-type, percentiles (minimum/maximum, 10-25-50-75-90-95 percentiles, écart-type).
  - o **R.8.2.2** Statistiques descriptive en découpant 3 groupes de données : basse, moyenne et haute teneur en gypse (calcul théorique de la teneur en gypse à partir de la teneur en soufre).
- o **R.8.3.** Etude géochimique d'évolution des résidus asséchés à plusieurs échelles (incluant une spéciation du Cr) :
  - o **R.8.3.1** Essai cinétique en **cellule humide** avec réplica sur 3 types de résidu épaissi frais par teneur en gypse avec modélisation géochimique une fois atteint un équilibre géochimique (analyse chimique sur liquide - analyses physico-chimique, minéralogique sur état initial et état final avec analyse couche de surface et couche en profondeur).
  - o **R.8.3.2** Essai cinétiques en **colonnes percolées** sur résidu épaissis frais selon les 3 types de résidus en fonction de la teneur en gypse et modélisation géochimique une fois atteint un équilibre géochimique
  - o **R.8.3.3** Essai cinétique par **modèle physique (MP) [17]** sur des résidus épaissis à teneur moyenne en gypse, en distinguant eaux de ruissellement, eaux interstitielles de surface et en profondeur jusqu'à atteindre un équilibre physico-chimique pour ces eaux (analyse chimique sur liquide - analyses physico-chimique, minéralogique sur état initial et état final avec analyse couche de surface et couche en profondeur).
  - o **R.8.3.4** Essai cinétique en **parcelle de terrain via les cellules de suivi**: Intégrer des mesures chimiques d'eaux interstitielles et des analyses chimiques et minéralogiques du résidu asséché à long terme dans le cadre des cellules de suivi quand il sera possible de produire suffisamment de résidus épaissis pour remplir ces cellules.
  - o **R.8.3.5** Identifier, quantifier et évaluer la stabilité des minéraux ayant un potentiel de sorption des métaux et métalloïdes par des **essais de sorption**, notamment chrome et manganèse, pour évaluer avec plus de précision le potentiel de lixiviation des résidus à long terme.
- o **R.8.4 :** Envisager un traitement passif ou actif des effluents en cas de dépassement dans les effluents et/ou une stabilisation des résidus asséchés.

### 9.3. Autres recommandations proposées par le BRGM

Le BRGM recommande l'utilisation du schéma conceptuel dans la démarche de gestion des impacts du site sur l'environnement. A noter que la méthodologie nationale française de gestion des sites et sols pollués est destinée à tous les sites présentant potentiellement des problématiques de pollution de leurs sols et/ou de leurs eaux souterraines. Elle propose des outils de gestion des sites et sols pollués pour l'aide à la décision dans la cadre de la réglementation applicable<sup>23</sup>. Ces outils sont tout à fait applicables à un site minier tel que celui exploité par Prony Resources New Caledonia sur les communes de Yate et Mont-Dore. L'outil central de la méthodologie est le schéma conceptuel. Il est brièvement décrit par l'encart ci-après.

#### **Le schéma conceptuel :**

Le schéma conceptuel va permettre d'établir un bilan factuel de l'état de milieux du site en vue d'appréhender les relations entre les sources de pollution, les voies de transfert et les enjeux à protéger. Le processus est progressif, itératif, évolutif tout en étant interactif avec les données acquises et les orientations envisagées. Le schéma conceptuel évolue au fur et à mesure de l'acquisition des connaissances.

Les impacts liés à un site minier peuvent être épars et étendus notamment via la dissémination des polluants dans les sédiments de rivière du fait de l'érosion des dépôts de déchets minier et du ruissellement lors des épisodes pluvieux importants et/ou les crues. Ces polluants d'origine minières existent sous forme dissoute et surtout particulaire.

*Extrait de 'Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués -1.1. Construire le schéma conceptuel à partir des diagnostics et des études spécifiques et 6.3.3 La gestion des différentes échelles''<sup>24</sup>*

Le schéma conceptuel pour le site soumis à la présente expertise peut être établi à différentes échelles : à l'échelle d'un bassin versant ou à l'échelle d'une structure tel que le parc à résidu KO2.

<sup>23</sup> Introduction à la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués – Avril 2017 - Ministère de l'Environnement - DGPR-BSSS

<sup>24</sup> Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués – Avril 2017 –Ministère de l'Environnement - DGPR-BSSS



## **Annexe 1**

### **Tableau de synthèse des recommandations**

N°	Volet concerné	Priorité	Réponse du pétitionnaire	Avis final du BRGM
R.1.1	Q1	P1	P3. Intérêt très limité. Zone LUCY en cours de construction	Recommandation maintenue. La mise en place de piézomètres complémentaires au sein de l'aire délimitée par les 3 piézomètres WKBH110, WKBH115 et WKBH116 contribuera également au suivi de l'impact du stockage des résidus secs sur la qualité des eaux de l'aquifère principal en amont de la rivière Kwé Ouest.
R.1.2	Q1	P2	P3. Intérêt très limité. Zone LUCY en cours de construction	
R.1.3	Q1	P1	P3. Au regard de la variabilité temporelle de certains éléments métalliques, l'approche par zone ne pourra donner des résultats cohérents qu'après de longues années d'acquisition de données. L'approche multisectorielle paraît plus adaptée car la probabilité d'avoir capturer cette variabilité est plus importante avec une logique d'hydro-écorégion	La mise à jour du fond géochimique reste recommandée afin d'acquiescer, à minima, des valeurs seuils pour les métaux traces présents dans l'eau de constitution du résidu humide. L'approche par zone ou multisectorielle reste à définir selon le nombre d'ouvrages présent sur chaque secteur. En cas d'un nombre d'ouvrages trop limité, l'approche multisectorielle sera à privilégier.
R.1.4	Q1	P2	P3. Déjà fait par l'Oeil. Résultat peu probant pour les éléments traces métalliques	
R.1.5	Q1	P1	Ok. P1. Aquifère fait pour juin 2021. Voir note méthode interpolation panache SO4	Exercice réalisé par PRONY en Novembre 2022, suite à la remise de la version provisoire du rapport. La méthode appliquée, reposant sur un nombre conséquent de « dummy points », peut constituer une surinterprétation des contours du panache dans l'aquifère principal aux yeux d'un public non expert. Le BRGM recommande d'appliquer une approche ponctuelle, comme celle proposée dans l'illustration 37.
R.1.6	Q1	P1	P1	
R.2.1	Q2	P1	Ok P1.	
R.2.2.1	Q2	P1	Etude de la typologie des pulpes minières a déjà été faite. Rapport AEI, 2015	

<b>R.2.2.2</b>	<b>Q2</b>	<b>P1</b>	Etude de la typologie des pulpes minières a déjà été faite. Rapport AEI, 2015	
<b>R.2.3.1</b>	<b>Q2</b>	<b>P2</b>	P2 à la carte (R2.3.1 à R2.3.3)	
<b>R.2.3.2</b>	<b>Q2</b>	<b>P2</b>	P2 à la carte (R2.3.1 à R2.3.3)	
<b>R.2.3.3</b>	<b>Q2</b>	<b>P2</b>	P2 à la carte (R2.3.1 à R2.3.3)	
<b>R.2.3.4</b>	<b>Q2</b>	<b>P2</b>	OK. Etude en cours de lancement	
<b>R.3.1</b>	<b>Q2</b>	<b>P1</b>	P1	
<b>R.3.2</b>	<b>Q3</b>	<b>P2</b>	P2	
<b>R.3.3</b>	<b>Q3</b>	<b>P3</b>	P3	
<b>R.3.4</b>	<b>Q3</b>	<b>P1</b>	P1	
<b>R.3.5</b>	<b>Q3</b>	<b>P2</b>	P2	
<b>R.3.6</b>	<b>Q3</b>	<b>P3</b>	P3	
<b>R.3.7</b>	<b>Q3</b>	<b>P2</b>	Ok sur le principe de ré évaluation des impacts qui sera mis en œuvre dans le cadre des études de stockage des résidus post LUCY 2.0 et du projet LUCY 2.0 le cas échéant P3 car action qui concerne plutôt le long terme ?. Voir R3.14	
<b>R.3.8</b>	<b>Q3</b>	<b>P2</b>	P3. Idem que précédemment	
<b>R.3.9</b>	<b>Q3</b>	<b>P3</b>	Ok. P3	
<b>R.3.10</b>	<b>Q3</b>	<b>P3</b>	OK. P3	
<b>R.3.11</b>	<b>Q3</b>	<b>P1</b>	P1. Etude en cours de lancement. Voir R2.3.4	
<b>R.3.12</b>	<b>Q3</b>	<b>P2</b>	P2	
<b>R.3.13</b>	<b>Q3</b>	<b>P3</b>	P3	
<b>R.3.14</b>	<b>Q3</b>	<b>P2</b>	P1. Ok sur le principe de ré évaluation des impacts qui sera mis en œuvre dans le cadre des études de stockage des résidus post LUCY 2.0 et du projet LUCY 2.0 le cas échéant	

<b>R.3.15</b>	<b>Q3</b>	<b>P1</b>	Ok. P1	
<b>R.5.1.1</b>	<b>Q5</b>	<b>P1</b>	P1	
<b>R.5.1.2</b>	<b>Q5</b>	<b>P1</b>	P1. Également ajout d'un couple de piezo à l'ouest de la limite de partage des eaux souterraines pour vérifier qu'il n'y a pas plusieurs panaches	
<b>R.5.2</b>	<b>Q5</b>	<b>P1</b>	P1	
<b>R.5.3</b>	<b>Q5</b>	<b>P2</b>	P1. Cela est fait en routine sur le couple de piezo qui a remplacé les couples 4Z1 et 4Z2 (piezo détruits dans le cadre de la dépollution de la zone de stockage de carburant	
<b>R.5.4</b>	<b>Q5</b>	<b>P3</b>	Ok. P3	
<b>R.5.5</b>	<b>Q5</b>	<b>P1</b>	Ok. P1	
<b>R.5.6</b>	<b>Q5</b>	<b>P2</b>	P3 voir suppression de la recommandation. Cela est décrit dans le rapport VNC, 2017. La chimie de l'eau en amont de la FPP est standard sauf sur 2 ouvrages sur 7 avec un facies atypique marqué par un enrichissement en Ca, Na, K juste après leur construction. Ce facies atypique tend à disparaître tout ou partie après quelques années. Il ne semble donc pas s'agir d'un comportement naturel	Suppression de la recommandation
<b>R.5.7</b>	<b>Q5</b>	<b>P2</b>	P3. La priorité doit être donnée à la contamination par les eaux de procédé qui sont bien plus chargées que le résultat de la lixiviation de béton	
<b>R.5.8</b>	<b>Q5</b>	<b>P1</b>	Suppression de la recommandation. Pas de données de chimie sur PIEZ2 et PIEZ3.	
<b>R.5.9</b>	<b>Q5</b>	<b>P1</b>	P1	
<b>R.5.10</b>	<b>Q5</b>	<b>P1</b>	P1. Nouveau couple de piezo installé	Les nouveaux ouvrages ayant été réalisés (en remplacement de ceux détruits), il est recommandé de réaliser le suivi de la qualité des eaux souterraines en hydrocarbures au droit de ces points (absence/présence de produit non miscible et de produit dissous).

<b>R.5.11</b>	<b>Q5</b>	<b>P1</b>	A discuter	Recommandation maintenue.
<b>R.5.12</b>	<b>Q5</b>	<b>P1</b>		Recommandation ajoutée par cohérence avec l'expertise traitant de la question 6 de l'arrêté provincial du 18 mars 2021, relatif à la pertinence des réseaux de suivi.
<b>R.6.1</b>	<b>Q6 &amp; Q7</b>			
<b>R.6.2</b>	<b>Q6 &amp; Q7</b>			
<b>R.6.3</b>	<b>Q6 &amp; Q7</b>			
<b>R.6.4</b>	<b>Q6 &amp; Q7</b>			
<b>R.6.5</b>	<b>Q6 &amp; Q7</b>			
<b>R.7.1</b>	<b>Q6 &amp; Q7</b>			
<b>R.7.2</b>	<b>Q6 &amp; Q7</b>			
<b>R.7.3</b>	<b>Q6 &amp; Q7</b>			
<b>R.8.1</b>	<b>Q8</b>	<b>P1</b>	P1	Le BRGM ne suggère pas de faire systématiquement des analyses de spéciation du Cr mais il serait intéressant de voir si avec le temps une partie du CrIV repasse en CrIII, ce qui serait moins contraignant en terme de risque.
<b>R.8.2.1</b>	<b>Q8</b>	<b>P2</b>	P2	
<b>R.8.2.2</b>	<b>Q8</b>	<b>P2</b>	P2	
<b>R.8.3.1</b>	<b>Q8</b>	<b>P1</b>	P1. Ok sur le principe pour R8.3.1 à R8.3.4. Mais il s'agit bien d'étude à la carte ?	
<b>R.8.3.2</b>	<b>Q8</b>	<b>P2</b>	Ok P2	Les essais ont été faits avec les pentes de 2 et 25 % ; il semble que ces pentes ne seront pas celles choisies pour le stockage. C'est pourquoi le BRGM recommande de refaire des essais.
<b>R.8.3.3</b>	<b>Q8</b>	<b>P1</b>	Ok P1	
<b>R.8.3.4</b>	<b>Q8</b>	<b>P2</b>	P3. Cela sera trop complexe à réaliser	
<b>R.8.3.5</b>	<b>Q8</b>	<b>P1</b>	Ok. P1	
<b>R.8.4</b>	<b>Q8</b>	<b>P1</b>	P1. Etude en cours de lancement. Voir R2.3.4 et R3.11	

--	--	--	--	--





**RÉPUBLIQUE  
FRANÇAISE**

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*

**Centre scientifique et technique**

3, avenue Claude-Guillemin  
BP 36009  
45060 – Orléans Cedex 2 – France  
Tél. : 02 38 64 34 34



Géosciences pour une Terre durable

**brgm**