

**MEMORANDUM TECHNIQUE****DATE** 18 Juillet 2018**N° de projet** GAL102-1787678-2500-Rev0**À** Hélène Cartier, ing. LL.B., Vice-présidente Environnement et développement durable  
Ressources Falco Ltée.**C.C** Sylvain Doire, Mayana Kissiova**DE** Michel Mailloux, Charles Molière, Alexandre  
Boutin**ADRESSE COURRIEL** [aboutin@golder.com](mailto:aboutin@golder.com)**MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE PRÉLIMINAIRE DES IMPACTS POTENTIELS  
SUR LA QUALITÉ DE L'EAU SOUTERRAINE AU PARC À RÉSIDUS DU SITE NORBEC-  
PROJET HORNE 5****1.0 INTRODUCTION**

Ce mémorandum présente les résultats préliminaires du modèle hydrogéologique visant à évaluer les effets potentiels du parc à résidus en surface projeté pour la mine Horne 5 sur les eaux souterraines. Cette évaluation a été effectuée à partir d'un modèle hydrogéologique numérique bidimensionnel en coupe et selon le cadre réglementaire de la Directive 019 (MDDELCC, 2012).

La méthodologie employée, les résultats obtenus et les conclusions de cette étude préliminaire sont présentés dans les prochaines sections.

Étant donné la quantité très limitée de données hydrogéologiques au site Norbec, cette modélisation a été effectuée en faisant des hypothèses conceptuelles basées sur l'expérience de Golder en Abitibi. Un programme d'investigation hydrogéologique est prévu être effectué au site Norbec. Le modèle présenté dans ce document sera alors mis à jour sur la base de la nouvelle information obtenue lors de ces travaux.

**2.0 CONTEXTE HYDROGÉOLOGIQUE**

Le contexte hydrogéologique a été décrit dans le rapport d'étude hydrogéologique de référence du projet Horne 5 émis en Novembre 2017 (Golder, 2017a). Il est à noter que cette étude d'état de référence ne comprenait pas la réalisation de travaux de terrain au site Norbec.

La stratigraphie peut se résumer comme suit depuis la surface, basée sur des données limitées de forages (Golder, 1998):

- Résidus miniers dont l'épaisseur varie entre 5 et 25 m.
- Dépôts granulaires de surface composés d'une alternance d'argile, silt et parfois sable-silteux dont l'épaisseur totale varie entre 1 à 8 m.
- Till de 0,25 à 3 m d'épaisseur.
- Roc composé d'andésite ou de gabbro fracturés.

La direction régionale d'écoulement de l'eau souterraine est vers l'est, en direction du lac d'Alembert, et vers le sud, en direction du Lac Dufault. Les données de conductivité hydrauliques disponibles étant très limitées, le choix de paramètre fait pour cette modélisation préliminaire a été basé sur l'expérience de Golder dans la région de l'Abitibi.

Un portrait général de la qualité des eaux dans le parc est présenté dans le rapport d'étude hydrogéologique de référence (Golder, 2017a). Les données de qualité de l'eau proviennent d'études faites à la fin des années 90 (Golder, 1998) alors que le rapport de WSP (2015) présente des données de suivi de niveau d'eau souterraine.. Des dépassements du critère eau de consommation sont rapportés dans des puits d'observations pour les paramètres suivants : Aluminium, Manganèse, Sodium, Cuivre, Plomb et Zinc. Des dépassements pour le critère résurgence dans l'eau de surface sont aussi répertoriés pour les paramètres suivants : Manganèse, Cuivre, Plomb et Zinc. Aucun composé cyanuré n'est rapporté. A noter aussi, qu'aucune donnée en dehors de l'ancien parc n'est disponible.

### 3.0 RÉCEPTEURS POTENTIELS

Le parc à résidus comprendra deux secteurs d'entrepôts, soit celui des résidus de concentré de pyrite (RCP) et une autre pour les résidus de flottation de pyrite (RFP). Puisque la fondation de la zone d'entrepôt des résidus RCP sera recouverte d'une membrane imperméable, leur impact sur les eaux souterraines est jugé faible. Cette hypothèse sera toutefois validée par modélisation à une étape ultérieure lorsque des données hydrogéologiques seront disponibles.

Tel que présenté à la figure 1, le plan de conception du parc à l'étape finale de déposition montre l'empilement des résidus contenu par un ensemble de digue : PB-PCT-A au nord, PB-PCT-B et PB-PFT-1 à l'est et PB-PFT-2 et PB-PFT-3 à l'ouest. Selon les directions d'écoulement des eaux souterraines anticipées dans le parc (figure 1) et dans le milieu naturel avoisinant, les récepteurs les plus susceptibles d'être impactés sont le Lac Waite, le Ruisseau Vauze et les milieux humides du ruisseau Vauze nord-est (Tableau 1).

**Tableau 1: Liste des milieux récepteurs potentiels**

Digue	Récepteur
PCT-B	Milieux humides du ruisseau Vauze nord-est
PB-PFT-1	Ruisseau Vauze
PB-PFT-2	Lac Waite

À cette étape préliminaire de la modélisation, l'évaluation des effets du parc à résidus sur la qualité de l'eau souterraine a été effectuée au niveau du secteur de la digue PFT-1 et du ruisseau Vauze. Les effets potentiels aux autres récepteurs seront évalués une fois les conditions hydrogéologiques du site mieux connues.

## 4.0 MODÈLE NUMÉRIQUE EN COUPE

### Présentation

Les travaux de modélisation ont été réalisés à partir d'une coupe verticale 2D dont la tracé A-A' est présenté à la figure 2. La coupe d'orientation Est-Ouest passe par un haut relief situé au milieu du parc à 347 m d'élévation, traverse le parc puis la berme PB-PFT-1 et rejoint le ruisseau Vauze à l'élévation 338 m à l'est du parc. La digue est constituée d'un enrochement dont la face amont est recouverte d'une membrane synthétique imperméable.

Les travaux de modélisation ont été réalisés à partir d'un modèle bidimensionnel en coupe. Le modèle a été construit avec le logiciel FEFLOW - Finite Element Subsurface Flow System (Version 7.1) développé par la firme WASY Ltée. Celui-ci utilise la méthode des éléments finis pour résoudre les équations d'écoulement de l'eau souterraine et de transport des contaminants. Le modèle hydrogéologique a été discrétisé en 15 168 éléments finis triangulaires. La taille minimale des éléments est de 0,1 m au niveau de la membrane synthétique.

La coupe tel que présentée à la figure 1 recoupe des affleurements rocheux au niveau du haut relief, les résidus miniers dans le parc, les remblais composant la digue ainsi que les dépôts meubles sous-jacents. Les dépôts meubles consistent d'une alternance d'argile, silt et parfois sable-silteux suivi d'un till.

Le choix de la position de la coupe été fait de façon à obtenir une représentation typique de la stratigraphie du secteur considéré tout en étant orientée de façon parallèle à la direction présumée d'écoulement de l'eau souterraine. Le modèle bidimensionnel en coupe élaboré dans le cadre de cette étude simule les conditions d'écoulement d'eau souterraine entre le parc à résidus et le ruisseau Vauze. Ce modèle considère le profil final du parc à résidus dès le début de la simulation.

### Choix des paramètres hydrauliques

Le choix des paramètres hydrauliques du modèle en coupe ainsi que la valeur de recharge sur le terrain naturel sont similaires à ceux utilisés pour d'autres sites miniers sur la base de l'expérience de projets miniers semblables en Abitibi. Ces paramètres sont présentés au tableau 1

**Tableau 2: Valeurs de conductivité hydraulique et de porosité de drainage considérées pour le modèle bidimensionnel du parc à résidus (coupe A-A').**

Unité hydrostratigraphique	Conductivité hydraulique	Anisotropie verticale (Kh/Kz)	Porosité de drainage
Enrochement	$1 \times 10^{-4}$ m/s	1	0,3
Membrane	$1 \times 10^{-12}$ m/s	1	0,001
Nouveaux résidus miniers	$1 \times 10^{-7}$ m/s	10	0,1
Résidus miniers existants	$5 \times 10^{-7}$ m/s	10	0,1

Unité hydrostratigraphique	Conductivité hydraulique	Anisotropie verticale (Kh/Kz)	Porosité de drainage
Alternance d'argile, silt	$1 \times 10^{-8}$ m/s*	10	0,05
Till	$1 \times 10^{-8}$ m/s*	10	0,1
Roc	$1 \times 10^{-7}$ m/s*	1	0,01

Les conditions limites assignées au modèle sont :

- Charge hydraulique imposée à une élévation de 338 m en surface à l'aval de la berme afin de représenter le ruisseau Vauze. Il est considéré que le cours d'eau est séparé du socle rocheux par des dépôts argileux et silteux. Cette dernière hypothèse devra être vérifiée sur le terrain par la réalisation de forages.
- Un taux de recharge de 75 mm/an a été assigné en surface des résidus épaissis, pour la phase d'exploitation. En condition de fermeture, le taux d'infiltration a été réduit à 10 mm/an.
- Un taux de recharge de 170 mm/an a été assigné à la surface de la berme
- Un taux d'infiltration de 70 mm/an a été assigné sur le terrain naturel.
- La limite latérale amont du modèle est supposée être un flux nul car elle se situe sur un haut topographique.

### Choix des paramètres pour le transport de concentration source

Les résidus prévu d'être mis en place dans le secteur d'entreposage des RFP contiennent des éléments et des composés qui sont susceptibles de migrer vers les formations géologiques sous-jacentes à la faveur de l'écoulement souterrain. L'approche préconisée pour la modélisation consiste à identifier les contaminants dont la présence en solution dans les résidus épaissis peut atteindre les concentrations les plus élevées, par rapport aux concentrations limites recommandées par le MDDELCC pour la protection de l'eau souterraine (MDDELLC, 2016). Ce sont ces contaminants qui seront jugés les plus problématiques en regard de la qualité de l'eau souterraine à l'aval des aires d'accumulation. Une fois identifiée, la modélisation aura comme objectif d'en simuler le comportement et la migration dans le système hydrogéologique. Le cuivre et le cyanure total sont les deux paramètres ainsi retenus pour les simulations de transport des contaminants. Leur concentration dans l'eau des pores des résidus est supposée être similaire à celle de l'eau de procédé des PFT (Golder, 2017b). Les concentrations sources suivantes ont été considérées dans le modèle (tableau 2).

**Tableau 2: Concentrations sources en contaminants considérées dans le modèle hydrogéologique**

Paramètres	Concentrations (mg/L)
Cyanures totaux	10
Cuivre	4,88

### Paramètres pour les simulations de transport des contaminants

Le tableau 3 présente un sommaire des paramètres d'entrée spécifiques à la simulation du transport des contaminants. Le coefficient de dispersivité longitudinale pour les unités de roc, le till et la berme a été estimé à partir de la compilation effectuée par Gelhar et al. (1992). La même valeur a été appliquée pour les résidus. Une valeur marginalement supérieure à 0 a été retenue pour le coefficient de dispersivité longitudinale l'unité d'alternance argile / silt et la membrane imperméable, étant donné que la dispersion hydrodynamique de telles formations est généralement négligeable (Franz and Rowe, 1993). Comme le modèle est en coupe (2-D), il n'intègre pas de dispersion latérale, ce qui contribue à rendre l'approche prudente.

Pour les cyanures totaux, un coefficient d'adsorption de 4 ml/g a été assigné aux unités de dépôts meubles peu perméables, soit le silt et l'argile. Cette valeur a été obtenue suite à des essais d'adsorption effectués en laboratoire effectué sur un autre site en Abitibi. Un coefficient d'adsorption de 0,4 ml/g a été assigné à l'unité de till. Il s'agit d'une valeur prudente tirée de la littérature (Battelle, 1989; Smith et Mudder, 2001; USEPA, 1999). Pour le cuivre, un coefficient d'adsorption de 485 ml/g et de 4,19 ml/g a été assigné respectivement aux dépôts peu perméables (alternance argile et silt) et au till. La première valeur provient des essais d'adsorption effectués sur un autre site en Abitibi alors que la seconde provient de la littérature (Battelle, 1989, valeur correspondant à celle d'un sol contenant moins de 10 % de particules fines). Le coefficient d'adsorption représente le ralentissement de la migration de la contamination dans l'eau souterraine causé par l'absorption et l'adsorption sur le sol.

Les cyanures se retrouvent sous la forme de plusieurs complexes différents dans l'eau interstitielle des résidus, de même que sous la forme d'ions libres. La dégradation naturelle des cyanures est simplifiée dans le modèle: plutôt que de tenter de représenter la dégradation de chaque type de composé cyanuré, seule est considérée la dégradation des ferrocyanures, qui représente généralement le complexe cyanuré le plus stable dans l'eau souterraine. À l'autre bout du spectre, les cyanures libres (sous forme ionique) se dégradent rapidement, en plus de pouvoir se volatiliser (Meeussen et al., 1992). Aux fins de la modélisation, il est donc considéré que tous les cyanures totaux sont présents sous la forme de ferrocyanures seulement, ce qui représente une hypothèse très prudente. La constante de dégradation retenue est déterminée à l'aide du modèle de demi-vie des ferrocyanures présenté dans Meeussen et al. (1992). La constante de dégradation ainsi obtenue ( $2,0 \times 10^{-6} \text{ 1/j}$ ) a été appliquée sur l'ensemble des formations géologiques en place et sur les résidus. Elle représente le taux auquel se dégradent les cyanures totaux présents dans l'eau, lorsqu'elle circule à travers ces milieux. La dégradation naturelle du cuivre et du sodium n'a pas été considérée, car ces composés sont de nature inorganique.

**Tableau 3: Concentrations sources en contaminants considérées dans le modèle hydrogéologique**

Paramètres	Valeur
Dispersivité longitudinale ( $\alpha_L$ )	Roc, résidus, till et berme : 12,5 Argile/silt et membrane : 0,1
Dispersivité verticale ( $\alpha_T$ )	0,1x $\alpha_L$ (tout les matériaux)
Coefficient d'adsorption pour les cyanures totaux	Argile et silt : 4 ml/g Till : 0,4 ml/g Roc, résidus membrane : 0 ml/g
Coefficient d'adsorption pour le cuivre	Argile et silt : 4 ml/g Till : 0,4 ml/g Roc, résidus membrane : 0 ml/g
Constante de dégradation pour les cyanures totaux	$2 \times 10^{-6}$ 1/j
Constante de dégradation pour le cuivre	0 1/j

## 5.0 RÉSULTATS

La modélisation du transport de contaminants a consisté à simuler la migration des cyanures totaux et du cuivre dans le système hydrogéologique local, à partir des résidus RFP.

De façon générale, les simulations montrent qu'il y a une augmentation progressive des concentrations dans l'eau souterraine du roc, jusqu'à l'atteinte d'un maximum de concentration. Il y a ensuite décroissance graduelle de la concentration. Le moment où le maximum de concentration est atteint, de même que la valeur de celui-ci, est fonction de la position du point de référence (ou point d'observation) dans l'espace modélisé, par rapport à la source, en l'occurrence le parc à résidus. Les résultats des simulations montrent que les concentrations simulées dans les dépôts meubles à l'aval de la berme sont nettement moindre qu'au roc compte-tenu de la présence probable d'argile et de silt au-dessus du roc. Cette présence d'argile et de silt, si confirmée par des forages, limiterait les impacts d'une contamination des eaux souterraines sur les eaux de surface.

Le modèle a permis d'estimer le débit d'exfiltration du moyen de l'aire d'entreposage des RFP. Le débit d'exfiltration calculé est de 0,19 L/j/m<sup>2</sup>. Ce résultat devra toutefois être revu une fois que le contexte hydrogéologique du site sera mieux défini suite à des travaux d'investigation. Quant à l'aire d'entreposage des RCP, le débit d'exfiltration sera faible compte-tenu que sa fondation sera recouverte d'une membrane synthétique imperméable.

Le détail des résultats des simulations prédictives est présenté aux sections suivantes.

## Cyanures totaux

La figure A présentée ci-bas illustre l'évolution des concentrations en cyanures totaux en fonction du temps pour trois points d'observation fictifs situés au niveau du roc et un dans les dépôts meubles, respectivement :

- 1) Au roc, à la limite aval de la berme;
- 2) Dans les dépôts meubles, à la limite aval de la berme;
- 3) Au roc, à 150 m à l'aval hydraulique de la berme; et
- 4) Au roc, à 250 m à l'aval hydraulique de la berme.

Les concentrations en cyanures totaux ont été comparées au critère Résurgence dans les eaux de surface (RES) du MDDELLC qui est de 0,022 mg/L.

La figure A illustre que la concentration maximale en cyanures totaux à la limite aval du parc à résidus atteindrait un peu moins de 0,01 mg/l, ce qui est inférieur au critère RES du MDDELLC. Au roc, les résultats de la simulation montrent que les concentrations en cyanures totaux n'excèderaient pas le critère RES du MDDELLC au-delà de 250 m à l'aval de la berme. Au pied de la berme au roc, les concentrations prédites avec le modèle sont de 0,07 mg/L. Il n'existe pas de critère pour fins de consommation pour les cyanures totaux. Il existe toutefois un critère pour fins de consommation pour le cyanure libre qui est de 0,20 mg/L.

En faisant l'hypothèse que le ruisseau Vauze dans le secteur de la berme PB-PFT-1 n'est pas en contact direct avec le roc et selon le choix de paramètres présentés dans ce document, les concentrations en cyanures totaux d'atteindrait pas ce cours d'eau à une concentration supérieure au critère RES du MDDELLC. Ce résultat devra toutefois être revu une fois que le contexte hydrogéologique du site sera mieux défini suite à des travaux d'investigation.

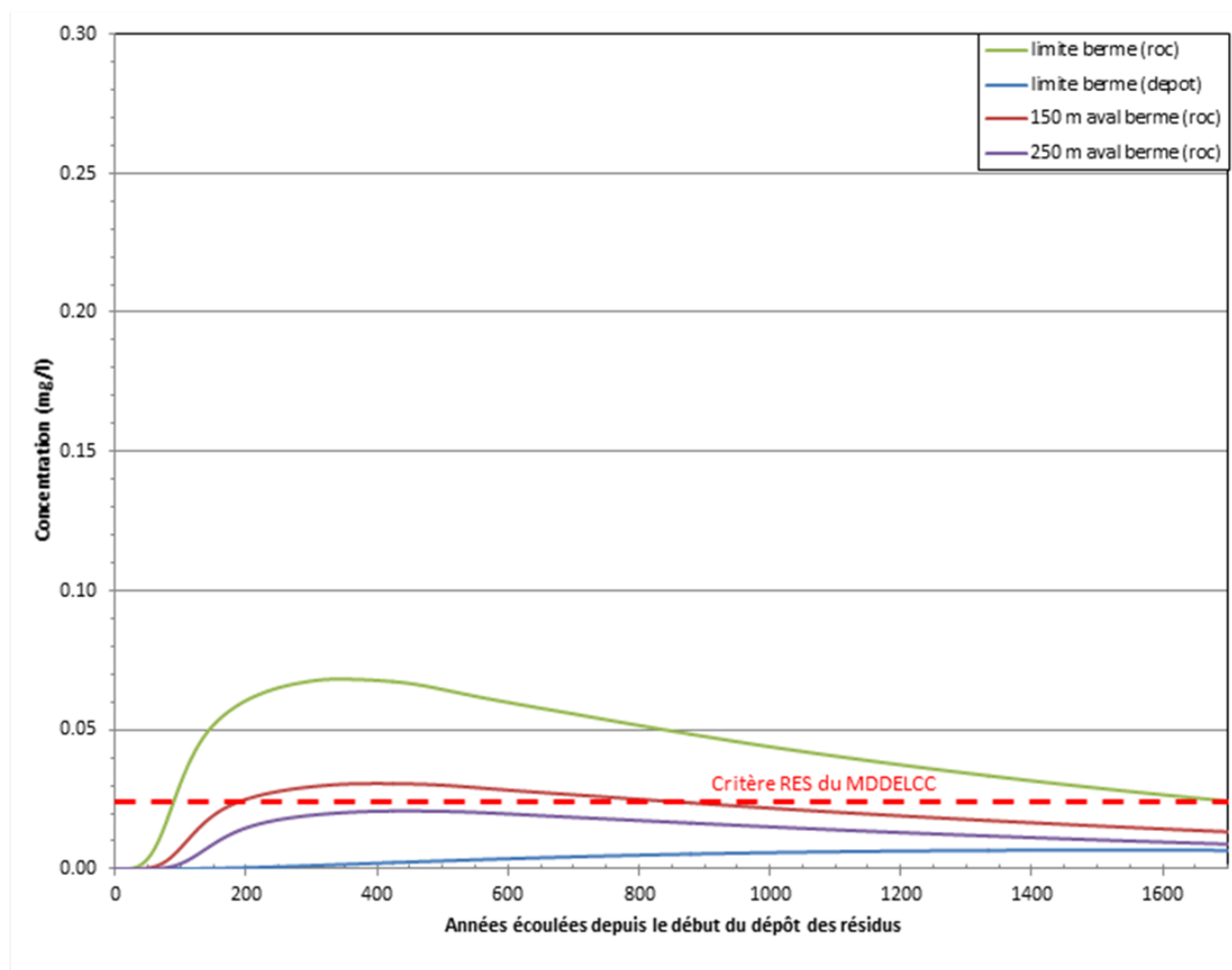


Figure A: Variation temporelle des concentrations en cyanures totaux dans l'eau souterraine

## Cuivre

La figure A présentée ci-bas illustre l'évolution des concentrations en cuivre en fonction les mêmes points d'observations fictifs utilisés pour le cyanure. Les concentrations en cyanures totaux ont été comparées au critère RES du MDDELCC qui est de 0,0073 mg/L et au critère pour fins de consommation (1 mg/L). Les résultats de la simulation montre que les concentrations en cuivre dans l'eau souterraine n'excèderait pas les critères RES et fins de consommation à l'aval de la berme.



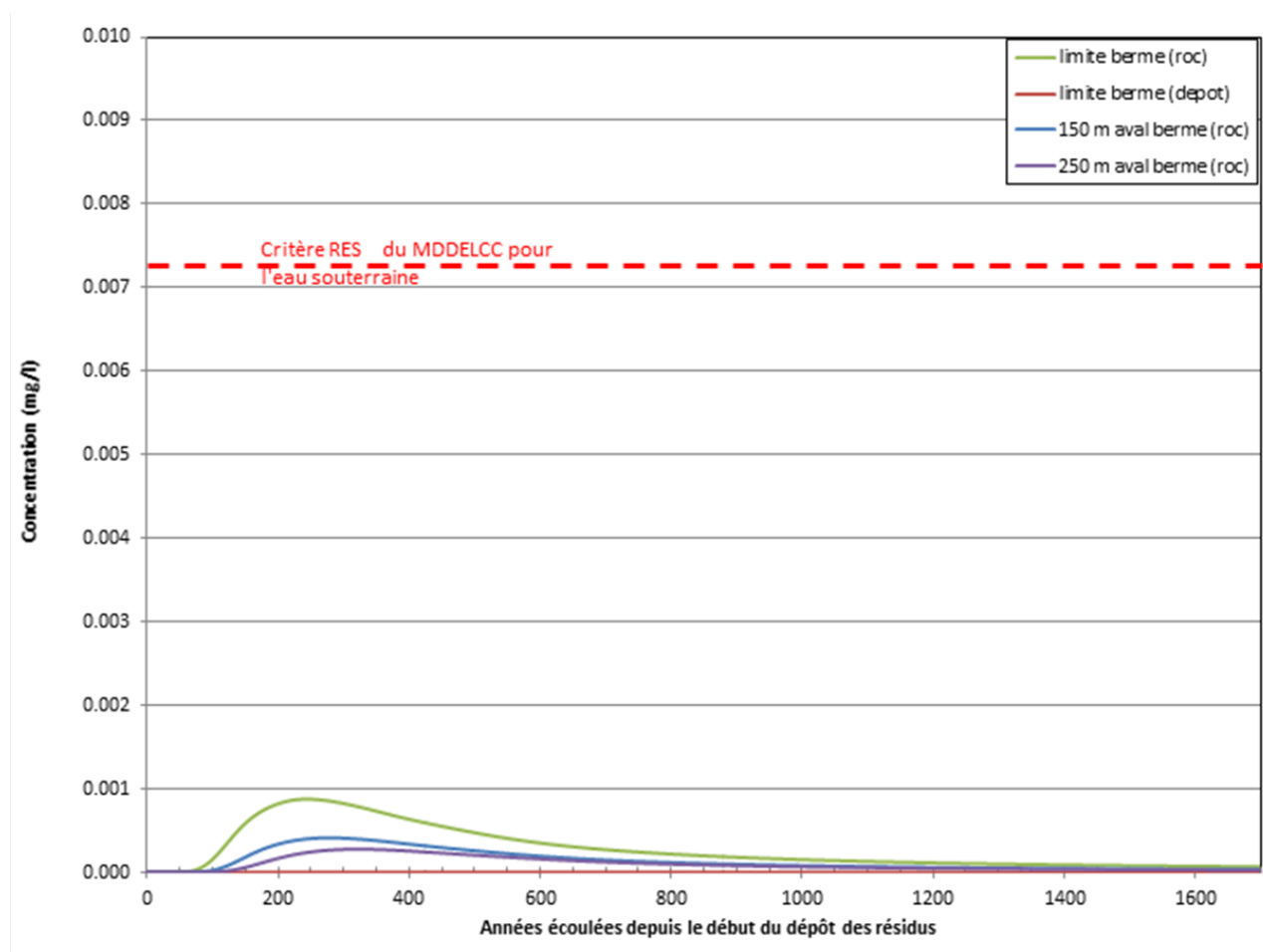


Figure B: Variation temporelle des concentrations en cyanures totaux dans l'eau souterraine

## 6.0 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce mémorandum présente les résultats préliminaires du modèle hydrogéologique visant à évaluer les effets sur l'eau souterraine du parc à résidus projeté pour la mine Horne 5 au niveau de l'ancien parc Norbec. Cette évaluation a été effectuée à partir d'un modèle hydrogéologique numérique bidimensionnel en coupe et selon le cadre réglementaire de la Directive 019 du MDDEFP (2012). Étant donné la quantité limitée de données hydrogéologiques au site Norbec, cette modélisation a été effectuée en faisant des hypothèses conceptuelles basées sur l'expérience de Golder sur d'autres sites miniers en Abitibi.

Les résultats de la modélisation préliminaire ont montrés que selon les hypothèses conceptuelles posées, le débit de percolation serait inférieur à 3,3 L/j/m<sup>2</sup> et que les concentrations en contaminants dans l'eau souterraine n'excéderaient pas les critères applicables du MDDELLC au niveau des récepteurs. Cependant, étant donné la quantité limitée d'information hydrogéologique pour effectuer la modélisation, un programme d'investigation hydrogéologique devra être effectué afin de mieux connaître les directions d'écoulement de l'eau souterraine, la

stratigraphie, la conductivité hydraulique du roc et des dépôts meubles et la qualité de l'eau souterraine. Le modèle présenté dans ce document devra être mis à jour sur la base de ces nouvelles informations.

## GOLDER ASSOCIÉS LTÉE



Michel Mailloux, ing. M.Sc.  
Ingénieur en hydrogéologie, Associé

CM/MM/AB

P.J. :

Conditions générales et limitations

Figure 1: Localisation de la coupe et direction présumée de l'écoulement de l'Eau souterraine

Figure 2: Coupe A-A'

## REFERENCE

Battelle Memorial Institute. 1989. *Chemical Databases for the Multimedia Environmental Pollutant Assessment System (MEPAS)*. Version 1. December 1989.

Franz, T.J., and Rowe, R.K., 1993. *Simulation of groundwater flow and contaminant transport at a landfill site using models*. International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics. Vol. 17- 7, pp. 435-455.

Gelhar, L.W., Welty, C. and Rehfeldt, K.W., 1992. *A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers*. Water Resource Research. 28(7) , pp. 1955-1974

Golder, 1998. Plan de restauration environnementale du site Norbec d'Alembert, Québec Volumes 1 et 2 – Texte. Rapport 971-7075 soumis à Corporation Minière INMET, Division Lac Dufault en février 1998

Golder, 2017a. Étude hydrogéologique de référence – Projet Horne 5. Novembre 2017. Réf. : GAL186-1541337-RF-Rev0

Golder, 2017b. Horne 5 Feasibility Study – Geochemical Characterization of Tailings and Process Water. GAL025-1774164-TailsGeochem-Rev0, 14p.

Meeussen, J.C.L., Keizer, M.G. and De Haan, F.A.M. 1992. *The chemical stability and decomposition rate of iron cyanide complexes in soil solutions*. Environmental Science and Technology. 26 (3), pp. 511-516.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2012. *Directive 019 sur l'industrie minière*. Direction des politiques de l'eau, Services des eaux industrielles. Mars 2012.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2016. *Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*, ISBN 978-2-550-76171-6, 210 p.

Smith, A. and Mudder, T. 2001. *The Chemistry and Treatment of Cyanidation Wastes*. Mining Journal Books Ltd. Second Edition.

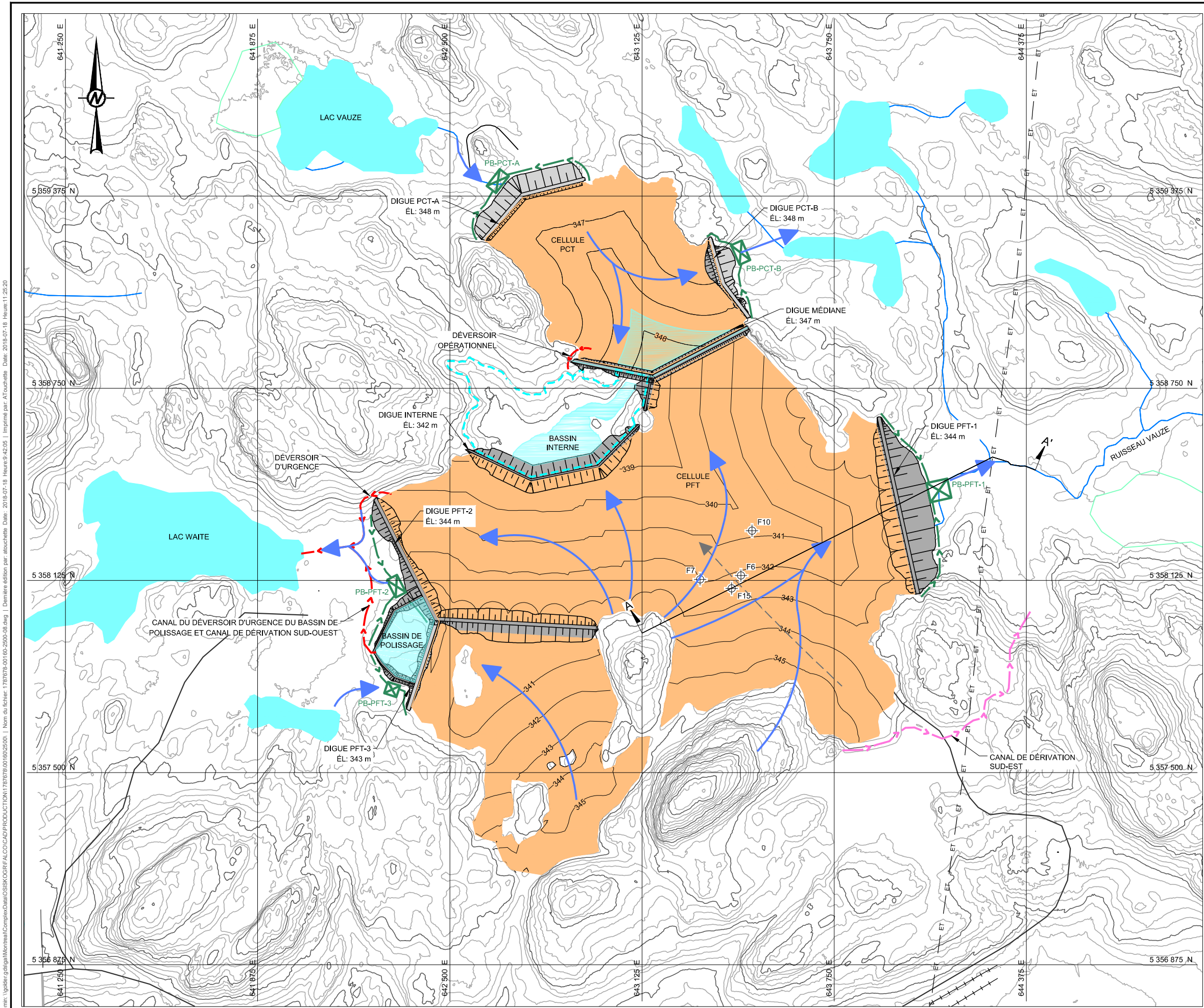
US Environmental Protection Agency (USEPA). 1999. *Partition Coefficients for Metals in Surface Water, Soil and Wastes*. June 1999.

WSP, 2015. 2014 Biennial Dam Safety Inspection – Norbec Mining Site, D'Alembert, Rouyn-Noranda (Québec). Rapport 141-13042-00 soumis à FQM (Akubra) Inc par WSP Canada Inc. -Lac Dufault Division

CM/MM/AB

[https://golderassociates.sharepoint.com/sites/18883g/deliverables/preparation of deliverables/gal102-1787678-modèle 2d hydro norbec/gal102-1787678-2500 modèle 2d hydrogeo norbec.docx](https://golderassociates.sharepoint.com/sites/18883g/deliverables/preparation%20of%20deliverables/gal102-1787678-modèle%202d%20hydro%20norbec/gal102-1787678-2500%20modèle%202d%20hydrogeo%20norbec.docx)





**LÉGENDE**

- RÉSIDUS
- NIVEAU D'EAU D'OPÉRATION NORMAL
- LAC
- BASSIN
- RUISSEAU
- NIVEAU D'EAU DE LA CRUE DE PROJET
- BASSIN DE POMPAGE DES EAUX DE CONTACT
- FOSSÉ DE COLLECTE DES EAUX DE CONTACT
- CANAL DE DÉRIVATION
- DÉVERSOIR
- FORAGES ANTÉRIEURS (DIVERS CONSULTANTS)
- CROSS-SECTION
- DIRECTION PRÉSUMÉE DE L'ÉCOULEMENT DE L'EAU SOUTERRAINE APRÈS DÉPOSITION DES NOUVEAUX RÉSIDUS
- DIRECTION INTERPRÉTÉE DE L'ÉCOULEMENT DE L'EAU SOUTERRAINE (GOLDER, 1998)

**NOTE(S)**

- SYSTÈME DE COORDONNÉES : NAD-83 UTM ZONE 17



CLIENT

**RESSOURCES FALCO**

PROJET  
MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE PRÉLIMINAIRE DES IMPACTS POTENTIELS SUR LA QUALITÉ DE L'EAU SOUTERRAINE AU PARC À RÉSIDUS DU SITE NORBEC - PROJET HORNE 5

TITRE  
**LOCALISATION DE LA COUPE ET DIRECTION PRÉSUMÉE DE L'ÉCOULEMENT DE L'EAU SOUTERRAINE**

CONSULTANT

AAAA-MM-JJ	2018-07-18
DESSINÉ	A. Touchette
PROJETÉ	C. Molière
RÉVISÉ	C. Molière
APPROUVÉ	M. Mailloux

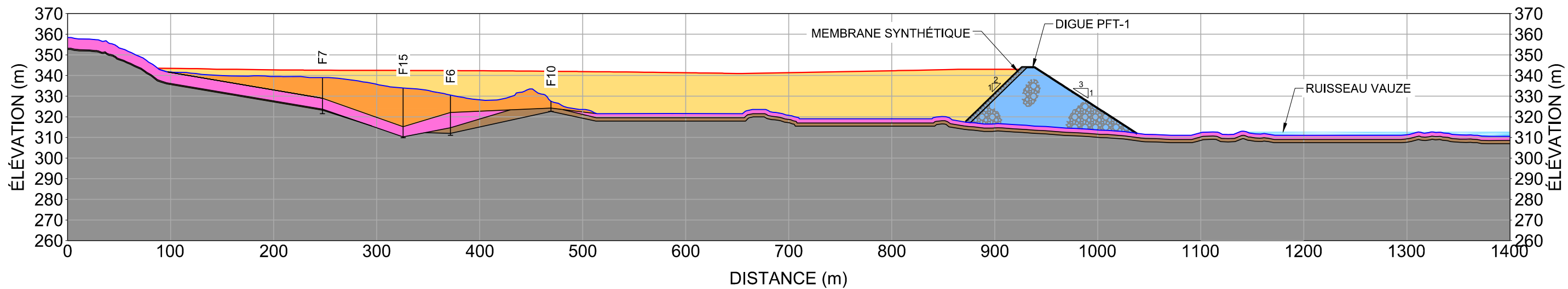
N° PROJET  
1787678

PHASE  
2500

RÉV.  
0

FIGURE  
1

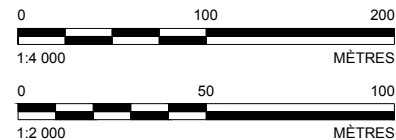
Chemin : \\vapder.gds\ga\Montreal\ComplexData\OSKOG\FALCO\CAD\PRODUCTION\1787678\001602500.dwg | Dernière édition par: atouchette Date: 2018-07-18 Heure: 9:40:42 | Imprimé par: Atouchette Date: 2018-07-18 Heure: 9:41:07



COUPE A - A'  
HORIZONTAL SCALE : 1 : 4 000  
VERTICAL SCALE : 1 : 2 000

LÉGENDE

- RÉSIDUS
- ANCIENS RÉSIDUS
- PIERRE CONCASSÉE OU STÉRILES MINIERES (BERME)
- SILT/ARGILE
- TILL
- SOCLE ROCHEUX



CLIENT



PROJET

MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE PRÉLIMINAIRE DES IMPACTS POTENTIELS SUR LA QUALITÉ DE L'EAU SOUTERRAINE AU PARC À RÉSIDUS DU SITE NORBEC - PROJET HORNE 5

TITRE

COUPE A - A'

CONSULTANT



N° PROJET  
1787678

PHASE  
2500

AAAA-MM-JJ	2018-07-18
DESSINÉ	A. Touchette
PROJETÉ	C. Moliere
RÉVISÉ	C. Moliere
APPROUVÉ	M. Mailloux

RÉV.  
0

FIGURE  
2

25 mm SI LA MESURE NE CORRESPOND PAS À L'ÉCHELLE, LA TAILLE DE LA FEUILLE A ÉTÉ MODIFIÉE. ANS 18

CONDITIONS GÉNÉRALES ET LIMITATIONS  
RAPPORT DE MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE

UTILISATION DU RAPPORT ET DE SON CONTENU

Ce rapport a été préparé pour l'usage exclusif du Client ou de ses agents. Les données factuelles, les interprétations, les commentaires, les recommandations et les fichiers électroniques qu'il contient sont spécifiques à l'étude qu'il couvre et ne s'appliquent à aucun autre projet ou autre site. Ces informations ne doivent en aucun cas être utilisées à d'autres fins que celles spécifiées aux objectifs du mandat à moins que cela ne soit clairement indiqué dans le texte de ce rapport ou formellement autorisé par Golder. Ce rapport doit être lu dans son ensemble, puisque des sections pourraient être faussement interprétées lorsque prises individuellement ou hors contexte. Par ailleurs, le texte de la version finale de ce rapport prévaut sur tout autre texte, opinion ou version préliminaire émis par Golder.

Golder ne pourra être tenue responsable de dommages résultant de conditions souterraines imprévisibles, de conditions qui lui seraient inconnues, de l'inexactitude de données provenant d'autres sources que Golder et de changements ultérieurs aux conditions du site à moins d'avoir été prévenue par le Client de tout événement, activité, information, découverte passée ou future susceptible de modifier les conditions souterraines décrites dans ce rapport et d'avoir eu la possibilité de réviser les interprétations, commentaires et recommandations formulés dans ce rapport. De plus, Golder ne pourra être tenue responsable de dommages résultant de toutes modifications futures aux règlements, normes ou critères applicables, de toute utilisation faite du présent rapport par un tiers et/ou à des fins autres que celles pour lesquelles il a été rédigé, de perte de valeur réelle ou perçue du site ou de la propriété, ni de l'échec d'une quelconque transaction en raison des informations factuelles contenues dans ce rapport.

Les références aux lois et règlements contenues dans ce rapport sont fournies à titre indicatif, sur une base technique. Comme les lois et règlements sont sujets à interprétation, Golder recommande au Client de consulter ses conseillers juridiques afin d'obtenir les avis appropriés.

MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE

Un modèle numérique utilise des lois scientifiques et des hypothèses dictées par le jugement professionnel pour intégrer les données disponibles à l'intérieur d'une représentation mathématique conceptualisant les caractéristiques essentielles d'un système hydrogéologique existant. Bien qu'un modèle numérique ne puisse représenter toute la réalité détaillée d'un système hydrogéologique existant, un modèle numérique valide est un outil capable d'en simuler de façon raisonnable le comportement sous diverses contraintes et conditions. La validité du modèle ainsi que sa précision dépendent de la quantité, de la qualité et de la distribution des données disponibles de même que de la complexité du contexte géologique, la géochimie du milieu et la nature des composés dissous. Ainsi, chaque modélisation hydrogéologique est une simplification d'un système réel et les résultats obtenus doivent donc être interprétés et utilisés avec précaution et discernement. Le modèle décrit dans ce rapport ne fait pas exception.

Les travaux de modélisation hydrogéologique effectués par Golder et décrits dans ce rapport furent réalisés conformément aux règles et pratiques professionnelles reconnues et acceptées au moment de leur réalisation. À moins d'avis contraire, les résultats de travaux antérieurs ou simultanés, provenant d'autres sources que Golder, cités et/ou utilisés dans ce rapport furent considérés comme ayant été obtenus en respectant les règles et pratiques professionnelles reconnues et acceptées et, conséquemment, comme étant valides. Ce modèle constitue un outil scientifique de prédiction permettant d'évaluer les impacts de modifications imposées à un système hydrogéologique existant et/ou permettant de comparer divers scénarios dans le cadre d'un processus décisionnel. Cependant, la précision du modèle demeure liée à l'incertitude normale inhérente aux travaux de modélisation hydrogéologique et, même si une attention professionnelle a été apportée lors de sa construction et des simulations, aucune garantie directe ou indirecte n'est donnée.