

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE D'UN SYSTÈME DE RECOUVREMENT MONOCOUCHE
AVEC NAPPE SURÉLEVÉE POUR LA RESTAURATION D'UN PARC À RÉSIDUS MINIER
ABANDONNÉ

THÈSE

PRÉSENTÉE

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DU DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
MARIE-PIER ETHIER

JANVIER 2018



BIBLIOTHÈQUE

Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue obtained the permission of the author to use a copy of this document for non-profit purposes in order to put it in the open archives Depositum, which is free and accessible to all.

The author retains ownership of the copyright on this document. Neither the whole document, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

À ma famille et à mes amis

À tous les gens qui cultivent le savoir et l'amour de l'environnement

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier mon directeur de recherche, Bruno Bussière, qui m'a encouragée à me lancer dans l'aventure du doctorat et qui m'a apporté encouragements et soutien. Je remercie aussi mes co-directeurs de recherche Michel Aubertin et Stefan Broda pour leur soutien, notamment pour la correction des articles et pour avoir bonifié mon travail avec leur expertise et leur expérience. Je désire aussi remercier les autres co-auteurs des articles, soient Benoît Plante, Thomas Pabst, Isabelle Demers et Abdelkabar Maqsood, pour leur participation active à la rédaction et la correction des manuscrits. Je remercie mes autres professeurs pour leurs conseils. Merci également à l'équipe technique de l'URSTM, en particulier à Nil, Patrick, Yvan et Joël qui ont participé aux travaux terrain.

Je suis aussi reconnaissante à l'équipe du GRÈS, en particulier à Pier-Luc Dallaire et Éric Rosa pour avoir réalisé les essais géophysiques, ainsi qu'à Francine Fallara pour avoir participé à l'élaboration du modèle GOCAD.

Merci au Prof. Ward Wilson pour m'avoir accueillie à l'Université de l'Alberta pour une session d'échange inoubliable.

Je tiens également à saluer mes amis, collègues et ex-collègues que j'ai cotôysés durant ces années à l'UQAT, sur le terrain et dans les activités du CERME : Thomas, Koly, Aurélie, Sylvette, Bruno, Drissa, Babacar, Abdellatif, Vincent, Christelle, Chloé, Nathalie, Andrée, Emma, Nicolas, Patrick, Jihane, Fannie, Maude, ainsi que tous ceux que j'oublie tellement ils sont nombreux, et ceux que j'ai moins connus.

Un merci spécial à Steve qui m'a supportée au cours de ce projet et à Arthur et Victor pour leur présence, sans oublier ma famille et mes proches qui m'ont facilité la tâche pour concilier ce projet et la famille. Je remercie aussi Ariane et Emilie pour la correction du texte.

AVANT-PROPOS

Le parc à résidus miniers du site Manitou a produit durant plusieurs décennies du drainage minier acide qui a dégradé de manière marquante l'environnement du site et à l'effluent. Plusieurs travaux de recherche ont été effectués dans les trois dernières décennies pour trouver une solution pour restaurer ce parc à résidus miniers. Des travaux ont aussi été réalisés en 2009 pour appliquer une méthode de restauration émergente, soit la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche, sur une portion du parc à résidus (c.-à-d., le parc 2). La présente recherche s'inscrit à la suite de ces travaux de recherche et d'application pour évaluer la performance de la restauration du parc 2 du site Manitou.

Le corps de cette thèse est composé de trois articles scientifiques rédigés en anglais et acceptés avec corrections ou destinés à la publication dans des journaux avec comité de lecture. La thèse comporte également une introduction, une revue de littérature, une discussion et des conclusions et recommandations rédigées en français. Trois articles de conférences nationales et internationales sont aussi retrouvés dans les annexes. Ces articles de conférence précisent la méthodologie utilisée ou présentent des résultats partiels retrouvés dans le cœur de la thèse.

Chapitre III. Ethier, M.-P., B. Bussière, S. Broda et M. Aubertin. Three-dimensional hydrogeological modelling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. Article accepté avec corrections à *Hydrogeology Journal*.

Chapitre IV. Ethier, M.-P., B. Bussière, M. Aubertin, A. Maqsood, I. Demers et T. Pabst. In situ evaluation of the performance of the reclamation measures implemented

on an abandoned reactive tailings disposal site. Article accepté avec corrections à la *Revue Canadienne de Géotechnique*.

Chapitre V. Ethier, M.-P., B. Bussière, T. Pabst, B. Plante, M. Aubertin et S. Broda. Pore-water quality evolution of the Manitou tailings after reclamation with the elevated water table technique combined with a monolayer cover. Article en préparation pour soumission à *Journal of Geochemical Exploration*.

Annexe B. Ethier, M.-P., B. Bussière, M. Aubertin, A. Maqsood, I. Demers et R. Lacroix. 2013. *In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results: 66th Canadian Geotechnical Conference & 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference* (Montréal, Canada, September 29-October 3, 2013).

Annexe C. Ethier, M.-P., B. Bussière, M. Aubertin, I. Demers, A. Maqsood, J. Dionne et M. Roy. 2014. *Results from a field investigation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings 67th Canadian Geotechnical Conference* (Regina, Canada, September 28-October 1, 2014).

Annexe D. Ethier, M.-P., B. Bussière, M. Aubertin et S. Broda. 2016. *A 3D numerical model to assess the performance of the reclamation measures for an abandoned mine site: Annual Conference of the International Mine Water Association (IMWA)* (Leipzig, Germany, July 11-15, 2016).

Je suis la première auteure des trois articles scientifiques et des trois articles de conférence de cette thèse en tant que principale contributrice à la collecte des données, à leur analyse et à la rédaction des articles. J'ai procédé à l'élaboration des protocoles expérimentaux et à l'interprétation des données associées aux chapitres III à V et des annexes B, C et D avec le soutien de mon directeur Bruno Bussière et de mes co-directeurs Michel Aubertin et Stefan Broda. Mon co-directeur Stefan Broda

m'a aussi appris à utiliser le code numérique HydroGeoSphere. Les autres co-auteurs ont essentiellement participé à la structure et à la correction des manuscrits.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	xvii
LISTE DES TABLEAUX.....	xxv
LISTE DES SYMBOLES.....	xxvii
RÉSUMÉ	xxxiii
ABSTRACT.....	xxxvii
CHAPITRE I	
INTRODUCTION	1
1.1 La production de drainage minier acide	1
1.1.1 Généralités.....	1
1.1.2 Réactions impliquées.....	2
1.1.3 Autres réactions impliquées	3
1.2 Prévention et contrôle du drainage minier acide	4
1.3 Les sites miniers abandonnés générateurs de drainage minier acide.....	8
1.4 Objectifs du projet	9
1.5 Contenu de la thèse.....	10
1.6 Principales contributions du projet.....	11
CHAPITRE II	
REVUE DE LITTÉRATURE ET DESCRIPTION DU SITE À L'ÉTUDE	13
2.1 Notions fondamentales de l'écoulement de l'eau et du transport des gaz.....	13
2.1.1 Mouvement de l'eau en milieu poreux.....	13
2.1.2 Transport et consommation de l'oxygène en milieu poreux variablement saturé	22
2.2 Technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche.....	24
2.2.1 Connaissances actuelles sur la technique.....	24

2.2.2 Méthodes d'évaluation de la performance d'une NPS combinée à un recouvrement monocouche.....	34
2.3 Le site minier abandonné Manitou.....	37
2.3.1 Historique du site Manitou	37
2.3.2 Principaux travaux de recherche antérieurs en lien avec la restauration du site Manitou	41
2.3.3 Géologie du parc 2 du site Manitou.....	48
2.3.4 Propriétés des matériaux du parc 2 du site Manitou.....	56
2.3.5 Dernières remarques	74
CHAPITRE III	
THREE-DIMENSIONAL HYDROGEOLOGICAL MODELLING TO ASSESS THE ELEVATED-WATER-TABLE TECHNIQUE FOR CONTROLLING ACID GENERATION FROM AN ABANDONED TAILINGS SITE IN QUEBEC, CANADA.....	
	77
Préambule.....	77
Abstract.....	78
3.1 Introduction.....	80
3.2 The Manitou tailings site.....	83
3.2.1 Site description	83
3.2.2 Field measurements data.....	85
3.3 Model setup and calibration	90
3.4 Transient simulations results.....	95
3.4.1 Calibrated base case.....	96
3.4.2 Parametric study based on climatic data collected between August 2012 and August 2015.....	102
3.4.3 Effect of climatic conditions.....	107
3.5 Discussion.....	114
3.6 Conclusion	116
3.7 Acknowledgements.....	119
3.8 References.....	119

CHAPITRE IV	
IN SITU EVALUATION OF THE PERFORMANCE OF THE RECLAMATION MEASURES IMPLEMENTED ON AN ABANDONED REACTIVE TAILINGS DISPOSAL SITE	
	131
Préambule.....	131
Abstract.....	133
4.1 Introduction.....	135
4.2 The Manitou site	136
4.2.1 Background and reclamation strategy	136
4.2.2 TSF 2 tailings and cover characteristics.....	138
4.3 Field study and numerical simulations	141
4.3.1 Piezometric levels	141
4.3.2 Volumetric water content and matric suction	143
4.3.3 Gaseous oxygen pore concentration.....	143
4.3.4 Modified oxygen consumption tests	144
4.3.5 Numerical modeling.....	144
4.3.6 Analytical solution for oxygen flux	147
4.4 Field measurements results.....	149
4.4.2 Volumetric water content and matric suction	150
4.4.3 Gaseous oxygen pore concentration.....	152
4.4.4 Modified oxygen consumption (MOC) tests.....	153
4.5 Evaluation of K_r and oxygen migration through the cover.....	155
4.5.1 Oxygen fluxes based on oxygen concentration profile	155
4.5.2 Oxygen fluxes based on a MOC tests simulation	160
4.5.3 Mean yearly oxygen fluxes based on the 2012-2015 field study.....	162
4.6 Conclusion	165
4.7 Acknowledgements.....	166
4.8 References.....	166
CHAPITRE V	
EVOLUTION OF PORE-WATER QUALITY WITHIN MANITOU TAILINGS AFTER IMPLEMENTATION OF THE ELEVATED WATER TABLE TECHNIQUE WITH A MONOLAYER COVER	
	177

Préambule.....	177
Abstract.....	178
5.1 Introduction.....	180
5.2 Background on the geochemical behavior of oxidized tailings	182
5.2.1 Sulphide oxidation.....	182
5.2.2 Precipitation and dissolution of secondary minerals	185
5.3 Investigated site.....	189
5.3.1 History of Manitou mine site.....	189
5.3.2 Properties of Manitou and Goldex tailings.....	191
5.4 Results.....	194
5.4.1 Porewater quality.....	194
5.4.2 Thermodynamic equilibrium conditions.....	202
5.5 Discussion.....	203
5.5.1 Evidence of phenomena other than oxidation with oxygen.....	203
5.5.2 Contaminants generation before and after reclamation.....	207
5.6 Concluding remarks	210
5.7 Acknowledgements.....	212
5.8 References.....	213
CHAPITRE VI	
DISCUSSION.....	233
6.1 Autres paramètres d'influence	234
6.1.1 Hétérogénéités des résidus Manitou et Goldex	234
6.1.2 Fissures de dessiccation dans le recouvrement.....	238
6.2 Flux d'oxygène atteignant les résidus Manitou sans la réactivité des résidus Goldex.....	244
6.3 Incertitudes relatives à la spéciation et à la concentration du fer.....	245
6.4 Comparaison entre les techniques de la nappe surélevée et la CEBC	249
6.5 Méthodes potentielles pour améliorer la performance de la restauration du parc 2 du site Manitou.....	251
CHAPITRE VII	
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	255

7.1	Sommaire.....	255
7.2	Chapitre 3.....	256
7.3	Chapitre 4.....	258
7.4	Chapitre 5.....	259
7.5	Principales contributions	260
ANNEXE A COMPLÉMENTS DE CARACTÉRISATION		263
ANNEXE B ARTICLE DE CONFÉRENCE : IN SITU EVALUATION OF THE ELEVATED WATER TABLE TECHNIQUE COMBINED WITH A MONOLAYER COVER ON REACTIVE TAILINGS: MONITORING STRATEGY AND PRELIMINARY RESULTS		269
ANNEXE C ARTICLE DE CONFÉRENCE : RESULTS FROM A FIELD INVESTIGATION OF THE ELEVATED WATER TABLE TECHNIQUE COMBINED WITH A MONOLAYER COVER ON ACID GENERATING TAILINGS		297
ANNEXE D ARTICLE DE CONFÉRENCE : A 3D NUMERICAL MODEL TO ASSESS THE PERFORMANCE OF THE RECLAMATION MEASURES FOR AN ABANDONED MINE SITE.....		323
ANNEXE E RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES DES SIMULATIONS NUMÉRIQUES HYDROGÉOLOGIQUES		341
ANNEXE F RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES DES TRAVAUX TERRAIN		343
ANNEXE G RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES DE LA QUALITÉ DE L'EAU		351
BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE.....		361

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1	Le principe de continuité : un volume élémentaire de sol avec le bilan des débits pour un écoulement selon l'axe des x (Hillel, 2004)..... 16
2.2	a) Courbes de rétention d'eau et b) fonctions de perméabilité conceptuelles d'un silt et d'un sable (tiré d'Aubertin, Bussière et Bernier, 2002 ; Aubertin <i>et al.</i> , 1995)..... 18
2.3	Représentation d'un système hydrologique global (modifiée de Chow, Maidment et Mays, 1988)..... 21
2.4	Modèle conceptuel de la méthode de la nappe surélevée pour résidus "frais" (Aubertin <i>et al.</i> , 1999b ; Cosset, 2009 ; Dagenais, 2005 ; Ouangrawa, 2007 ; Pabst, 2011)..... 25
2.5	Localisation des rejets miniers sur le site Manitou, incluant les zones de dépôt originales parcs A et B, ainsi que les nouvelles subdivisions pour la restauration : parcs 1, 2, 3 et 4 (gracieuseté d'Agnico-Eagle; photo de 2013 et données de 2017; les tirets rouges représentent les frontières entre les différentes zones du site)..... 40
2.6	Localisation des stations de mesure, des piézomètres, des forages et des levées de résistivité effectuées pour cette étude au parc 2 du site Manitou (MTM NAD 83)..... 49
2.7	Forage environnemental et installation des électrodes du sondage électrique pour les mesures de résistivité 50
2.8	Altitudes des interfaces entre les différentes couches de matériaux déterminées par tranchées et forages 51
2.9	Résultats de résistivité de la pseudo-section A (17 oct. 2013) avec les configurations a) dipôle-dipôle, b) Wenner et c) Schlumberger..... 53
2.10	Résultats de résistivité de la pseudo-section B (30 oct. 2013) avec les configurations a) dipôle-dipôle, b) Wenner et c) Schlumberger..... 53

2.11	Surfaces des différentes couches de matériaux du sous-sol du parc 2 du site Manitou modélisées avec GOCAD	56
2.12	Distribution des paramètres D_{10} , D_{30} , D_{50} et D_{60} d'échantillons des résidus Goldex fins, intermédiaires et grossiers échantillonnés respectivement dans le haut des stations 8, 5 et 10	62
2.13	Distribution des paramètres D_{10} , D_{30} , D_{50} et D_{60} des échantillons de forage des résidus Manitou.....	63
2.14	Contenus en carbone et en soufre total des 13 échantillons de résidus Goldex de 30 à 50 cm sous la surface du recouvrement (été 2013). Les quartiles, maximum et minimum sont représentés dans le diagramme en boîte, tandis que l'étoile indique la moyenne.....	64
2.15	Contenu en soufre sous forme de sulfures et de sulfates d'échantillons de forage des résidus Manitou	65
2.16	Image MEB-EDS a) d'un grain de pyrite de résidus Manitou d'une cellule expérimentale témoin (Aubertin <i>et al.</i> , 1999b) et de minéraux secondaires observés dans des résidus Manitou fins : b) bâtonnets de gypse, c) grain enrobé d'un oxyde de fer et de minéraux comprenant du Fe et S et cartographies X montrant la distribution élémentaire de d) Fe e) S et f) O ...	68
2.17	Analyses MEB-EDS de grains de résidus Manitou fins oxydés (principalement de quartz) liés avec un dépôt rougeâtre observé dans les résidus et cartographies X montrant les distributions de O, Al, Si, S, K et Fe (Bussière <i>et al.</i> , 2011)	69
2.18	k_{sat} selon les formules de KCM et KC des résidus Goldex selon les résultats terrain	70
2.19	k_{sat} selon les formules de KCM et KC selon les résultats terrain en fonction de la porosité et comparés aux résultats de Pabst (2011).....	71
2.20	Coubes de rétention d'eau avec des valeurs minimum, intermédiaires et maximum typiques des résidus Goldex estimées avec le modèle MK comparées à des courbes d'essais en cellule Tempe (Pabst, 2011) décrites par l'équation de van Genuchten (1980) et prédite avec MK	72
2.21	Valeurs de k_{sat} selon les formules de KCM et KC des résidus Manitou selon les résultats terrain	73
2.22	Coubes de rétention d'eau des résidus Manitou estimées avec le modèle MK selon une porosité estimée à 0,46	74

3.1 (a)	Aerial view of Manitou TSF 2, located at the Manitou Mine site in Canada, and (b) view of a trench dug in Goldex tailings lying above Manitou tailings	84
3.2	Model configuration of the Manitou TSF 2 site, with location of the 13 measurement stations, the pseudo-sections A and B for the geophysical surveys and the boundary conditions at 319 masl (dash-dotted line), 322.5 masl (thick plain line), and 323.5 m (dashed line).....	85
3.3	Monthly averages of measured hydraulic heads for each station shown on Fig. 3.2 and monthly precipitation.....	89
3.4	Model configuration, material layers (Goldex tailings, Manitou tailings, clay formations, till, and bedrock) and mesh of the Manitou TSF 2 site constructed with HydroGeoSphere, and slices A-a, B-b, and C-c at different latitudes (y axis in the upper 3D figure)	92
3.5	Water retention curves expressed using the van Genuchten (1980) Eqn (3.2) for the Goldex and Manitou tailings obtained with the calibration base-case results, and modified parameters presented in Table 3.2 to represent lower (denser) and higher (looser) porosity in Goldex and Manitou tailings, and finer and coarser Goldex tailings grain size.....	95
3.6	Modeled steady state vs. observed hydraulic heads (triangles) at each station, root mean square errors (RMSE) and correlation coefficient (R^2)....	96
3.7	Observed vs. simulated piezometric heads with locations of the Goldex/Manitou and Goldex/atmosphere interfaces at all observation wells from 1 August 2012 to 31 August 2015. Simulated cases include the base case results and the variation of parameters presented in Table 3.2 for the Goldex (G) and Manitou (M) tailings	101
3.8	Observed vs. simulated piezometric heads and locations of Goldex/Manitou and Goldex/atmosphere interfaces at observation wells of stations 8 and 12. Simulated cases include the base-case results and 50% higher and lower k_{sat} of the rock (R), till (T), and clay formations (C).....	103
3.9	Imposed daily recharge for the simulation with the normal climate, with the normal climate and summer dry spells, and with precipitation 20% higher than for normal climate and dry spells	108
3.10	Simulated piezometric levels compared to the surface and the base of the cover at the observation wells for the 1 st year of the scenarios with the normal climate, the normal climate with dry spells in July and August, and with precipitation 20% higher than for normal climate and dry spells. .	110

3.11	Simulated long-term water-table depths relative to the interface between the Goldex and the Manitou tailings on June 1 st , July 1 st , September 1 st , and October 1 st for the present climate, for the present climate with dry spells in July and August, and with the scenario with total precipitation 20% higher than for normal climate and a 74-days summer dry spell.....	113
4.1	a) Aerial photograph of TSF 1, 2, and a part of TSF 3 of the Manitou site b) Layout of the TSF 2 configuration and typical section of the instrumentation at each station.....	138
4.2	Conceptual model for 1D oxygen diffusion and consumption.....	146
4.3	Monthly means of the piezometric levels relative to the Manitou tailings/cover interface at each station and monthly precipitation.....	151
4.4	Monthly averages of a) the unfrozen volumetric water content and b) the suctions measured 20 cm from the top of the cover at each station, from August 2012 to November 2013	152
4.5	Gaseous oxygen concentrations in the pore gas of the reactive tailings at depths of 0.25, 0.50, 0.75, and 1.00 m below the cover surface, for a) station 1, b) station 2 and c) station 4.....	154
4.6	Oxygen concentration measured in the head reservoir for MOC tests performed in June, August, and October 2013 at stations 1 and 2. The number 2 between parentheses identifies duplicates.....	155
4.7	Comparisons between the field measurements and the simulation results for a) volumetric water content, b) suction, c) gaseous oxygen concentrations profiles, and d) the decrease of gaseous oxygen concentration at the top of the air chamber for station 1 during the June 2013 MOC test	158
4.8	Cumulative oxygen fluxes calculated at the surface and at the base of the cover, and the oxygen flux consumed by the cover for a) the cases simulated from the pore oxygen concentrations and b) the cases simulated from the MOC tests	161
4.9	Contour map of the mean yearly oxygen fluxes ($\text{g/m}^2/\text{yr}$) reaching Manitou tailings during field investigation	165
5.1	Manitou TSF 2 site before (June 2008) and after (August 2012) the installation of a 1.2 to 2.1 m thick cover made of non-acid-generating tailings from Goldex mine.....	190
5.2	Location of the measurement stations in TSF 2.....	194

5.3	Location of the screen for each wellpoint installed at TSF 2. Highest and lowest water table levels for each wellpoint are also indicated.....	195
5.4	Porewater pH, Eh, EC, acidity, and alkalinity measured at TSF 2 stations 3, 6, and 8; Goldex process water characteristics are also shown	199
5.5	Porewater concentrations of S, Zn, Fe, Fe ²⁺ , Ca, Mg, and Mn measured at TSF 2 stations 3, 6, and 8; Goldex process water characteristics are also shown.....	200
5.6	Annual averages of the main measured parameters for the three TSF 2 porewater classes	201
5.7	Conceptual model of the processes influencing contaminant production in Manitou TSF 2 before and after the reclamation works	209
6.1	Fissures de dessiccation observées en août (gauche) ou septembre (droite) 2013 sur la couverture du parc 2 du site Manitou.....	240
6.2	Profondeurs de fissures mesurées aux stations 1, 2, 8, 9, 10 et 13 entre le 17 et le 19 septembre 2013 (diagramme en boîte) et profondeur du recouvrement (triangle).....	241
6.3	Largeur des fissures en date du 12 août 2015	241
6.4	Isocontour des valeurs calculées des flux d'oxygène moyens annuels (g/m ² /an) atteignant les résidus Manitou durant la campagne terrain avec K _r = 0 pour les diverses stations de mesures au parc 2.....	245
6.5	Incertitudes sur les mesures de fer total (ICP-AES) et Fe ²⁺ (colorimétrie avec la méthode 1,1-phénanthroline) selon leur concentration	246
6.6	Valeurs de Eh et pH pour des échantillons d'eau interstitielle prélevée sur le terrain placées sur le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25°C. La ligne continue définit le champ tracé pour les activités Fe = 10 ^{-4,05} , K = 10 ⁻³ , SO ₄ = 10 ⁻² ; la ligne pointillée pour Fe = 10 ^{-1,79} , K=10 ^{-2,5} , SO ₄ = 10 ^{-1,8} (tiré de Aachib, 1997, d'après Dubrovsky et al., 1984)	248
6.7	Caractéristiques de la qualité de l'eau (pH, Eh et concentrations en S, Fe et Zn dissous) des lixiviats des essais en colonnes de Bussière et al. (2008, 2009, 2011, 2012) et Demers et al. (2013).....	250
A.1	Distribution des paramètres D ₁₀ , D ₃₀ , D ₅₀ et D ₆₀ d'échantillons des résidus Goldex. Les courbes identifiées d'une étoile proviennent de Maqsood et Bussière (2010) et les autres courbes sont issues de cette étude.....	266

A.2	Coubes de rétention d'eau des résidus Goldex estimées avec le modèle MK selon le degré de saturation et une teneur en eau volumique à saturation équivalente à la porosité mesurée sur le terrain.....	267
B.1	Conceptual model of an elevated water table within reactive tailings for reducing acid mine drainage (Ouangrawa et al. 2010, adapted from Aubertin et al. 1999).....	273
B.2	Map showing the location of the 13 instrumented stations and 3 piezometers on the TSF2 site, at the Manitou mine site	278
B.3	Measurement of O ₂ in the gas pumped from the ground, using optical oxygen sensors (Mbonimpa et al. 2008)	282
B.4	Schematic vertical section of a typical in situ MOC testing setup through a monolayer cover (modified from Dagenais et al. 2012).....	283
B.5	Volumetric water contents in the cover for the 13 stations in the summer and fall of 2012 a) 20 cm from the top of the cover and b) 20 from the base of the cover.....	286
B.6	Matric suctions measured in the cover at the 13 monitoring stations in 2012 a) 20 cm from the top of the cover and b) 20 from the base of the cover	287
B.7	Fluctuations of the water table level based on the water pressure readings at all stations and comparison with the daily rainfalls.....	288
B.8	Water table levels and cover thickness (on September 4 and October 23, 2012).....	289
B.9	Gaseous oxygen pore concentrations at 25, 50, 75, and 100 cm on August 29, 2012	290
C.1	TSF2 perimeter (yellow), topography (z axis) and the experimental stations and piezometers.....	302
C.2	Monthly means of the water table levels relative to the Manitou tailings/cover interface at each station	305
C.3	Monthly time percentage (ratio) for conditions with water table level above the tailings/cover interface, for each station	306
C.4	Monthly averages of the volumetric water content measured 20 cm from the base of the cover at each station, from August 2012 to November 2013.....	306

C.5	Monthly averages of the volumetric water content measured 20 cm from the top of the cover at each station, from August 2012 to November 2013	307
C.6	Monthly averages of the suction measured 20 cm from the top of the cover at each station, from August 2012 to November 2013	308
C.7	Gaseous oxygen concentrations in the pore gas of the reactive tailings at depth of 0.25, 0.50, 0.75, and 1.00 m below the cover, for stations 1, 2, 4, and 5.....	309
C.8	Decrease in oxygen concentration measured in the head reservoir for MOC tests performed in June, August, and October 2013 at stations 1 and 2.....	310
C.9	VADOSE/W model for simulation of station 2.....	311
C.10	Measured gaseous oxygen concentrations vs initial and simulated profiles at station 2, on June 18, 2013.....	313
C.11	Decrease of gaseous oxygen concentration at the top of the air chamber for the June 2013 MOC test at station 2: comparison between the sensor measurements and simulation results	315
D.1	Model configuration of the Manitou TSF 2 site, with the 13 measurement stations, the pseudo-sections for the geophysical surveys and the boundary conditions at 319 masl (dash-dotted line), 322.5 masl (thick plain line), and 323.5 m (dashed line).	328
D.2	Model configuration of the Manitou TSF 2 site constructed with HydroGeoSphere.	329
D.3	a) Water retention curves defined by the van Genuchten (1980) equation for the Goldex tailings (dashed line) and the Manitou tailings (solid line). b) Modeled vs. observed hydraulic heads (triangles), root mean square errors (RMSE) and correlation coefficient R^2	333
D.4	Observed (black line) vs. simulated (grey line) piezometric heads and locations of Goldex/Manitou (dotted line) and Goldex/atmosphere (dashed line) interfaces at the observation wells 3, 6, 8, and 9 from September 1st, 2012, to August 31st, 2015.	334
E.1	Charges hydrauliques modélisées vs observées pour chaque station en régime transitoire	341
F.1	Température au bas des pointes filtrantes.....	343

F.2	Température à 20 cm du bas du recouvrement (bas) et à 20 cm du haut du recouvrement (haut) mesurées par les sondes à teneurs en eau EC-TM à la station 7 et les sondes à succion MPS-2 aux stations 9 à 13	343
F.3	Concentrations d'oxygène interstitiel gazeux dans le recouvrement	344
F.4	Concentration d'oxygène lors des essais de consommation d'oxygène modifiés	345
G.1	Localisation des stations de mesure sur le parc 2.....	352
G.2	Profondeur des crépines par rapport à l'interface des résidus réactifs et du recouvrement pour chaque pointe filtrante. Les plus haut et bas niveaux phréatiques mesurées à chaque pointe filtrante sont aussi indiqués.....	352
G.3	pH, Eh, conductivité électrique, acidité et alcalinité des stations 2, 8, 10 et 11	353
G.4	Concentrations ioniques en S, Zn, Fe, Fe ²⁺ , Ca, Mg et Mn des stations 2, 8, 10 et 11	354
G.5	pH, Eh, conductivité électrique, acidité et alcalinité des stations 1, 3, 4, 7 et 12.....	355
G.6	Concentrations ioniques en S, Zn, Fe, Fe ²⁺ , Ca, Mg et Mn des stations 1, 3, 4, 7 et 12.....	356
G.7	pH, Eh, conductivité électrique, acidité et alcalinité des stations 6, 9, 13 et 5.....	357
G.8	Concentrations ioniques en S, Zn, Fe, Fe ²⁺ , Ca, Mg et Mn des stations 6, 9, 13 et 5.....	358
G.9	Yearly average saturation index of the TSF 2 porewater samples for minerals of interest.....	359

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1	Sommaire des principaux travaux de recherche effectués sur la technique de la nappe surélevée à ce jour 29
2.2	Sommaire des principaux travaux de recherche en lien avec la restauration du site Manitou 46
2.3	Comparaison des résultats des forages et de la résistivité aux forages 5 et C-2 (pseudo-section A) et 7 (pseudo-section B). Les distances sont indiquées par rapport à la surface du sol..... 55
2.4	Propriétés d'intérêt évaluées pour des matériaux du site Manitou, techniques utilisées avec leurs normes ou références et sources de l'analyse des propriétés utilisées dans cette étude 58
2.5	Résultats des limites de consistances d'échantillons d'argiles 63
2.6	Contenu des principaux éléments chimiques des échantillons de forage des résidus Manitou 66
3.1	Techniques used for stratigraphic characterization of TSF 2 at the Manitou Mine site, with number, size, and configuration of these investigations 88
3.2	Calibrated values for the saturated horizontal hydraulic conductivity (k_{h_sat}), porosity (n), residual water content θ_r , and saturated water content θ_s of each material; α_{vG} and n_{vG} van Genuchten WRC fitting parameters and air entry values ^a for materials employed in the base case calibration and the parametric study 97
4.1	Physical, hydrogeological, geochemical, and mineralogical properties of the tailings 142
4.2	Input parameters and material properties for VADOSE/W simulations 147
4.3	Field data used as input parameters for the VADOSE/W simulations 157
4.4	a) Resulting K_r for the VADOSE/W simulations using oxygen concentration profiles, b) Resulting K_r for the VADOSE/W using MOC tests results, c) Oxygen flux at the base of the cover predicted by Eq. [4.3] 159

5.1	Major element composition, results of the acid-base accounting tests, and mineralogical compositions of a sample representative of the unoxidized Manitou and Goldex tailings on TSF 2 (Bussière et al, 2008; Demers et al. 2013).....	193
5.2	Previous research on Manitou tailings with the corresponding position of the water table relative to the surface of Manitou tailings, and results of the oxygen fluxes reaching Manitou tailings, pH, Cu, Fe, and Zn dissolved concentrations	206
6.1	Photos originales et traitées prises aux stations 1, 2, 8, 9, 10 et 13 et pourcentage de fissuration des surfaces	243
6.2	Résultats des simulation pour les concentrations à l'équilibre du Fe^{2+} et Fe^{3+} dissous et précipité avec une modélisation d'équilibre thermodynamique	246
A.1	Caractéristiques physiques d'échantillons de résidus Goldex de 20 à 50 cm sous la surface du recouvrement	264
A.2	Caractéristiques physiques d'échantillons de résidus Goldex à 20 cm au-dessus du bas du recouvrement	265
A.3	Caractéristiques granulométriques d'échantillons de résidus de forage Manitou	265
A.4	Contenu en carbone et soufre total des échantillons de résidus Goldex de 30 à 50 cm sous la surface du recouvrement (été 2013)	266
B.1	Main physical, hydrogeological, and geochemical properties of the two tested materials (Demers et al. 2013; Pabst 2011)	277
C.1	Input parameters for the VADOSE/W simulations	312
D.1	Calibrated values for the horizontal hydraulic conductivity (K_h) and porosity (n) of each material; α and β van Genuchten WRC fitting parameters and air entry values (AEV) for Goldex and Manitou tailings. ...	331
F.1	Hauteurs et diamètres moyens des chambres d'air lors des essais de consommation d'oxygène modifiés	347
F.2	Températures maximum et minimum journalières et précipitations utilisées dans les modélisations Vadose/W	348

LISTE DES SYMBOLES

AEV	Succion d'entrée d'air (m)
AMD	Drainage minier acide (acid mine drainage)
AP	Potentiel d'acidification (kg CaCO ₃ /t)
B	Biomasse des plantes (m/s)
C	Concentration d'oxygène (% ou mol/m ³)
C ₀	Concentration initiale d'oxygène (% ou mol/m ³)
C _C	Coefficient de courbure (-)
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
C _G	Paramètre définissant la tortuosité des pores pour un matériau granulaire (KCM) (-)
C _M	Coefficient de degré-jour (mm/degré-jour C)
C _p	Contenu en pyrite par masse de rejets secs (kg/kg)
CRE	Courbe de rétention d'eau
C _U	Coefficient d'uniformité (-)
D	Pertes dues au drainage vers la nappe souterraine (m/s)
D ₁₀	Diamètre correspondant à 10% cumulé de la distribution granulométrique (µm)
D ₃₀	Diamètre correspondant à 30% cumulé de la distribution granulométrique (µm)
D ₅₀	Diamètre correspondant à 50% cumulé de la distribution granulométrique (µm)

D_{60}	Diamètre correspondant à 60% cumulé de la distribution granulométrique (μm)
D^*	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène (m^2/s)
D_a^0	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air (m^2/s)
D_e	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène (m^2/s)
D_H	Diamètre hydraulique ou diamètre des pores d'un sol homogène ayant la même surface spécifique que celui considéré (m)
DMA	Drainage minier acide
D_r	Densité relative des grains (-)
D_w^0	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'eau (m^2/s)
e	Indice des vides (-)
E	Évaporation (m/s)
F	Flux d'oxygène ($\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$)
$F_{s,L}$	Flux d'oxygène à la base du recouvrement en régime permanent ($\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$)
$F_{sR,L}$	Flux d'oxygène à la base du recouvrement en régime permanent pour un matériau réactif ($\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$)
h	Charge hydraulique (m)
H	Constante de Henry ($\approx 0,03$ à 25°C)
i	Gradient hydraulique (m)
ICP-AES	Spectrométrie d'émission atomique au plasma à couplage inductif
I_p	Indice de plasticité (%)
k	Conductivité hydraulique non saturée (m/s)
K'	Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène ($\approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3\text{O}_2/\text{m}^2 \text{Fe}_2\text{S}/\text{s}$)
KC	Formule de Kozeny-Carman

KCM	Formule de Kozeny-Carman modifiée
k_h	Conductivité hydraulique horizontale (m/s)
K_r	Coefficient effectif du taux de réaction (1/s)
K_r^*	Coefficient apparent du taux de réaction (1/s)
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée (m/s)
k_v	Conductivité hydraulique verticale (m/s)
L	Épaisseur du recouvrement (m)
M	Épaisseur de fonte de neige (mm)
masl	Mètres au-dessus du niveau de la mer (meters above sea level) (m)
MEB-EDS	Microscope électronique à balayage avec spectromètre à dispersion d'énergie
MERN	Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec
MK	Formule de Kovacs modifiée
MOC test	Essai de consommation d'oxygène modifié
m_{vG}	Paramètre empirique d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) (-)
n	porosité (-)
NP	Potentiel de neutralisation (kg CaCO ₃ /t)
NNP	Potentiel net de neutralisation (kg CaCO ₃ /t)
NPS	Nappe phréatique surélevée
n_{vG}	Paramètre empirique d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) (-)
P	Précipitations (m/s)
p_a, p_w	Facteurs liés à la tortuosité (-)

xxx

$P_{A,CC}$	Précipitations annuelles pour le scénario avec changements climatiques (mm/j)
$P_{A,N}$	Précipitations annuelles pour le scénario avec climat normal (mm/j)
$P_{D,CC}$	Précipitations journalières pour le scénario avec changements climatiques (mm/j)
$P_{D,N}$	Précipitations journalières pour le scénario avec climat normal (mm/j)
ppm	Partie par million
q	Vitesse de Darcy ou débit spécifique (m/s)
Q	Sources et puits (m^3/s)
q_{xyz}	Vitesse de Darcy selon les directions x, y et z (m/s)
R	Ruissellement (m/s)
RC	Remontées capillaires depuis la nappe souterraines (m/s)
RMSE	Erreur quadratique moyenne (Root mean standard error) (m)
S_e	Degré de saturation effectif (%)
SI	Indice de saturation (-)
S_r	Degré de saturation (%)
SS	Surface spécifique massique du matériau (m^2/g)
S_{wr}	Degré de saturation résiduel (%)
t	Temps (s)
T	Transpiration des plants (m/s)
T_a	Température moyenne de l'air quotidienne ($^{\circ}C$)
T_b	Température de base ($^{\circ}C$)
TSF	Parc à résidus miniers (tailings storage facility)

u_a	Pression de l'air ($g/(ms^2)$)
u_w	Pression de l'eau ($g/(ms^2)$)
w_L	Limite de liquidité (%)
w_P	Limite de plasticité (%)
XRD	Diffraction des rayons X
z	Élévation (m)
α	Facteur de forme d'un matériaux (-)
α_{vG}	Paramètre empirique d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) (-)
γ_w	Poids volumique de l'eau ($9,8 \text{ kN/m}^3$ à 20°C)
μ_w	Viscosité de l'eau (10^{-3} Pa.s à 20°C)
ψ	Succion (m)
ψ_a	Pression d'entrée d'air (m)
ψ_r	Pression d'entrée d'eau ou succion à teneur en eau résiduelle (m)
θ	Teneur en eau volumique (-)
θ_a	Pression d'entrée d'air (-)
θ_{eq}	Teneur en air volumique équivalente (-)
θ_e	Teneur en eau volumique normalisée ou réduite (-)
θ_e^λ	Facteur de correction visant à tenir compte de la tortuosité du milieu poreux (-)
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle (-)
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation (-)
χ	Paramètres fonctions de la tortuosité des pores (KCM) (-)

RÉSUMÉ

La production de drainage minier acide dans les parcs à résidus miniers abandonnés peut causer des dommages environnementaux sévères. Les résidus peuvent dans certains cas générer des contaminants pendant des centaines, voire des milliers d'années si aucune action n'est entreprise pour les contrôler. Des pH acides et des eaux très chargées en ions tels le fer, les sulfates et souvent d'autres métaux et métalloïdes sont retrouvés sur certains sites abandonnés ayant produit extensivement du drainage minier acide durant plusieurs décennies. Des mesures de restauration peuvent être appliquées pour contrôler la production de drainage minier acide, dont les principales sont l'implantation d'un recouvrement en eau, d'une nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche ou d'une couverture à effets de barrière capillaire.

Le site minier abandonné Manitou (1942-1979) possède un parc à résidus qui produit du drainage minier acide riche en sulfates, en fer et en zinc. La restauration des zones basses du site (d'épanchement) consiste à mettre en place une nappe phréatique surélevée combinée à une couverture monocouche constituée de résidus fins et non générateurs de drainage contaminé provenant de la mine Goldex. La performance de cette technique se base sur le maintien de la nappe phréatique près de la surface des résidus réactifs afin de conserver les résidus saturés et de restreindre l'apport d'oxygène qui alimente les réactions d'oxydation des sulfures. Cependant, plusieurs incertitudes sont liées à la performance de la restauration du site à limiter la production de contaminants en raison de l'émergence de la technique utilisée et de la production extensive de drainage minier acide s'étant produite sur le site durant une longue période de temps.

La présente étude consiste à évaluer la performance sur le terrain de la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche. On a vérifié à l'aide d'un modèle numérique l'effet de la variation de différents paramètres sur le comportement hydrogéologique du site en lien avec la performance de la technique de restauration. De plus, le comportement hydrogéologique et la migration de l'oxygène ont été évalués sur le terrain. La qualité de l'eau a aussi été suivie sur le terrain et déterminer les principaux phénomènes géochimiques influençant la qualité de l'eau après la restauration. Les trois chapitres du corps de la thèse portent respectivement sur ces trois aspects.

Un modèle numérique représentatif du parc 2 du site Manitou a été développé. Ce modèle a été utilisé pour effectuer des simulations hydrogéologiques du site. Le calage du modèle a été effectué avec les résultats de niveaux phréatiques mesurés sur trois ans à treize endroits sur le site. Les simulations ont permis d'évaluer l'effet de la variation de certaines propriétés des matériaux mesurées sur le terrain, telles la conductivité hydraulique saturée, la porosité et la distribution granulométrique. Des écarts entre les niveaux phréatiques simulés par rapport à ceux du scénario de base (qui représente les mesures terrain) ont été observés surtout dans les cas où les matériaux du recouvrement sont lâches ou grossiers. Des réponses à long terme des niveaux phréatiques ont aussi été simulées selon les données climatiques normales, en simulant des périodes de sécheresse récurrentes et selon les changements climatiques anticipés. Les mesures terrain et les résultats de simulation du climat normal montrent une zone à l'ouest du site avec des niveaux phréatiques pouvant être sous l'interface entre les résidus et le recouvrement en été. Cette zone est accrue lors de périodes de sécheresse et selon un scénario de changements climatiques simplifiés.

Le comportement hydrogéologique et de migration de l'oxygène a aussi été suivi sur le terrain d'août 2012 à août 2015. Treize stations instrumentées ont été mises en place avec de l'équipement pour mesurer le niveau phréatique, les teneurs en eau volumiques et les succions dans le recouvrement, les concentrations d'oxygène interstitiel à différentes profondeurs dans le recouvrement et la consommation d'oxygène. Les mesures de teneurs en eau, de succions et de niveaux piézométriques ont montré que les niveaux phréatiques varient saisonnièrement et se retrouvent souvent dans les résidus réactifs dans une zone à l'ouest du site en été. Les cinquante centimètres inférieurs du recouvrement demeurent cependant toujours près de la saturation en eau. La migration de l'oxygène a été évaluée par les mesures de concentrations d'oxygène interstitiel gazeux dans le recouvrement et les essais de consommation d'oxygène. Les flux d'oxygène atteignant les résidus Manitou ont été déterminés par des méthodes numériques et analytiques. Leur moyenne annuelle au cours de la période à l'étude est selon l'endroit sur le site de 3×10^{-6} à $2 \text{ g/m}^2/\text{an}$. Ces valeurs sont au moins un ordre de grandeur inférieur aux critères généralement appliqués sur les parcs à résidus pour contrôler la production de drainage minier acide.

La qualité de l'eau interstitielle a aussi été suivie d'août 2012 à août 2015. Des pH près de la neutralité ont été mesurés, alors que des pH acides étaient observés avant les travaux de restauration. Les concentrations de cuivre sont aussi négligeables par rapport à des concentrations jusqu'à 235 mg/L mesurées avant les travaux de restauration. Cependant, les concentrations de fer demeurent élevées (majoritairement de 100 à 2000 mg/L) et stables, tandis que les concentrations de zinc sont aussi élevées (0,3 à 1650 mg/L) et présentent une lente décroissance. Cette diminution nulle ou faible des concentrations de fer et zinc peut être expliquée d'une part par la dissolution de minéraux secondaires, tels la jarosite et des oxyhydroxydes de fer, qui

peuvent contenir du zinc en impureté et sont instables dans les conditions géochimiques au parc 2 après les travaux de restauration. L'oxydation des sulfures par le fer ferrique et des interactions galvaniques peuvent aussi continuer à les dissoudre sans oxygène.

Ce projet a permis d'approfondir la compréhension de la technique de la nappe surélevée combinée à un recouvrement monocouche appliquée à grande échelle sur un parc à résidus abandonné. Il a été déterminé que la technique de restauration appliquée constitue une barrière à l'oxygène efficace. Les niveaux phréatiques mesurés étaient aussi toujours près ou supérieurs au niveau cible, qui est l'interface entre les résidus Manitou et le recouvrement. Une diminution des concentrations de fer et de zinc dans l'eau interstitielle est cependant requise afin d'atteindre les critères environnementaux à l'effluent. Les stratégies de restauration de sites contenant des résidus oxydés devraient prendre en compte le potentiel de solubilisation de minéraux secondaires et les réactions sans oxygène pouvant survenir avec les sulfures pour réduire la production de contaminants potentielle après les travaux de restauration.

Mots-clés : Restauration, drainage minier acide, nappe phréatique surélevée, résidus oxydés, performance

ABSTRACT

Acid mine drainage produced in abandoned tailings storage facilities (TSF) can cause severe environmental damage. Tailings can, in some cases, generate contaminants for hundreds or thousands of years if no interventions are performed. Highly charged, acidic waters containing sulphate (SO_4^{2-}), as well as dissolved iron (Fe) and other metals and metalloids can be found at some abandoned sites which have produced acidic drainages for several decades. Reclamation measures, such as the installation of a water cover, an elevated water table combined with a monolayer cover, or a cover with capillary barrier effects, may be applied to control the production of acid mine drainage.

The abandoned Manitou mine site (1942-1979) has a tailings pond that produces acid mine drainage with high sulphate, Fe, and zinc (Zn) concentrations. Reclamation of the low elevation areas of the site (spilling areas) involved establishing a raised water table combined with a single-layer cover of fine tailings from Goldex mine, which do not generate contaminated drainage. The efficacy of this technique depends on maintaining the water table near the surface of the reactive tailings to keep the tailings saturated and to limit the supply of oxygen which feeds sulphide oxidation reactions. However, there are several uncertainties related to the efficacy of the technique (with respect to controlling the production of contaminants). These are primarily due to the emergence of the reclamation technique and the extensive production of acid mine drainage that occurred at the site on a long period of time.

The primary purpose of this study was to evaluate the field performance of the elevated water table technique combined with a monolayer cover. Using a numerical model, the effect of varying of different parameters on the hydrogeological behavior and performance of the reclamation technique was studied. Additionally, the hydrogeological behavior and migration of oxygen were evaluated in the field. Water quality was also monitored in the field, and used to identify the main geochemical phenomena influencing water quality after reclamation. The three chapters of the body of the thesis deal with these three aspects, respectively.

A representative numerical model of the Manitou TSF 2 was developed and used to perform hydrogeological simulations of the site. Calibration of the model was performed using water table level data measured over a three-year period at thirteen locations in the site. The numerical simulations were used to determine the effect of

varying key material properties, such as the saturated hydraulic conductivity, porosity, and particle size distribution. Differences between the simulated phreatic levels and the base case (representing field measurements) were primarily observed in cases where the cover material was looser or coarser. Long-term responses were simulated using: the normal climate data, data for a normal climate with a two-month dry spell, and a simplified climate change case. Field measurements and normal climate simulation results revealed an area in the western portion of the site where phreatic levels were sometimes (in the summers) under the interface between the tailings and the overburden. This area is bigger during periods of drought and under the simplified climate change scenario.

Hydrogeological and oxygen migration behavior was also monitored in the field from August 2012 to August 2015. Thirteen instrumented stations were set up with equipment to measure phreatic levels, water content and suction in the cover, pore gaseous oxygen concentrations at different depths in the cover, and oxygen consumption. Measurements of water content, suction, and piezometric levels showed that phreatic levels vary seasonally and, in an area in the western portion of the site, are often (in summers) located within the reactive tailings. However, the bottom fifty centimeters of the cover always remained close to water saturation. The oxygen fluxes reaching the Manitou tailings during the studied period ranged according to location from 3×10^{-6} to $2 \text{ g/m}^2/\text{year}$. These values are at least an order of magnitude lower than the criteria generally applied to tailings storage facilities to control acid mine drainage production.

Pore water quality was also monitored from August 2012 to August 2015. Circumneutral pH values were measured during the studied period, while acidic pH values were observed prior to reclamation. Copper (Cu) concentrations were negligible compared to pre-reclamation concentrations, which reached up to 235 mg/L. However, Fe concentrations remained high (~ 100 to 2000 mg/L) and stable, while Zn concentrations were high (0.3 to 1650 mg /L) but showed a slow decline over time. The stability of Fe and slight decrease in Zn concentrations can be partially explained by the dissolution of secondary minerals, such as jarosite and Fe oxyhydroxides, which may contain Zn as an impurity, and are unstable under the geochemical conditions in TSF 2 (following reclamation). The oxidative dissolution of sulphides by Fe^{3+} or dissolution through galvanic interactions could also continue to produce contaminants even without the presence of oxygen.

This project improved the current understanding of the application of the elevated water table combined with a monolayer cover technique in large-scale, abandoned tailings storage facilities. It was determined that the applied reclamation technique serves as an effective oxygen barrier. The measured phreatic levels were consistently near or above the targeted level, which was the interface between the Manitou tailings and the cover. However, a decrease in Fe and Zn concentrations in the pore water

would be required to meet the environmental criteria for the effluent. Reclamation strategies for sites with already oxidized tailings must consider the potential for the re-solubilization of secondary minerals and for the dissolution of sulphides in the absence of oxygen in order to reduce the potential for contaminant production following reclamation.

Keywords: Reclamation, acid mine drainage, elevated water table, oxidized tailings, performance

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 La production de drainage minier acide

1.1.1 Généralités

Le contrôle du drainage minier acide est un défi important pour l'industrie minière. Celui-ci peut être produit à partir de rejets rocheux d'une mine qui sont principalement les rejets de concentrateurs (ou résidus miniers), constitués de la roche broyée finement et dépouillée des minéraux à valeur économique, et les stériles miniers, formés de la roche extraite pour l'accès au gisement ou construire des aménagements (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002). Les aires d'entreposage en surface des rejets de concentrateur sont appelées parc à résidus miniers, tandis que les aires de dépôt de stériles miniers sont identifiées comme haldes à stériles. Les haldes à stériles et les parcs à résidus miniers possèdent des caractéristiques géométriques, géotechniques et hydrogéologiques très différentes. Ces caractéristiques engendrent des mécanismes de transport de l'eau et des gaz impliqués dans la production de drainage minier acide très différents. Cette étude porte sur les phénomènes impliqués au niveau du parc à résidus miniers.

Le drainage minier acide est une eau ayant percolée dans les rejets miniers qui est caractérisée par des pH acides et de fortes concentrations en sulfates et en contaminants dissous. Ces contaminants dissous sont principalement du fer et d'autres métaux et métalloïdes, selon la minéralogie et les conditions géochimiques

qui prévalent. La Directive 019 sur l'industrie minière au Québec précise les exigences de la qualité de l'eau à l'effluent final des sites miniers (MDDEP, 2012). Un pH de 6 à 9,5, ainsi que des concentrations maximales de 0,4 mg/L pour l'arsenic, 0,6 mg/L pour le cuivre, 6 mg/L pour le fer, 1 mg/L pour le nickel, 0,4 mg/L pour le plomb et 1 mg/L pour le zinc sont requises pour un rejet dans l'environnement. Des valeurs inférieures à des concentrations moyennes de 0,2 mg/L pour l'arsenic, 0,3 mg/L pour le cuivre, 3 mg/L pour le fer, 0,5 mg/L pour le nickel, 0,2 mg/L pour le plomb et 0,5 mg/L pour le zinc font aussi partie des exigences.

1.1.2 Réactions impliquées

Le drainage minier acide est causé par des réactions chimiques et biologiques qui impliquent les minéraux sulfureux contenus dans les rejets miniers. Quelques sulfures communs que l'on retrouve dans les rejets miniers sont la pyrite (FeS_2), la pyrrhotite (Fe_{1-x}S) et la chalcopyrite (CuFeS_2). Ces sulfures peuvent subir une dissolution oxydative au contact d'eau et d'un agent oxydant. L'équation la plus commune décrivant le phénomène est celle de l'oxydation par l'oxygène (équation 1.1, cas de la pyrite; Nordstrom, 1982). Le fer ferreux (Fe^{2+}) généré peut s'oxyder en fer ferrique (Fe^{3+}) par l'entremise de la catalyse bactérienne et engendrer une oxydation par le Fe^{3+} (équation 1.2; cas de la pyrite) qui est surtout présent en conditions acides (Kleinmann, Crerar et Pacellil, 1981).



La dissolution non-oxydative en milieu acide peut, pour certains minéraux, être plus rapide que leur oxydation. C'est notamment le cas pour la pyrrhotite (équation 1.3) dont les taux de réaction peuvent être au moins 10^3 fois plus rapides avec la dissolution non-oxydative (Thomas *et al.*, 1998) :



Des interactions galvaniques peuvent aussi se produire lorsque des réactions électrochimiques surviennent entre différents sulfures en contact ou sous forme de grains libres adjacents (Chopard *et al.*, 2017 ; Kwong, Swerhone et Lawrence, 2003). Une cellule galvanique se produit lorsqu'un courant électrique est généré entre un sulfure qui agit en tant qu'anode et se dissout, et un autre qui est au moins partiellement protégé agit comme cathode.

Les métaux dissous libérés durant l'oxydation des sulfures peuvent précipiter sous forme de minéraux secondaires ou demeurer en solution selon les conditions géochimiques du milieu. Une plus grande stabilité des métaux dissous sous forme ionique est observée à des pH acides (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002 ; Dyer *et al.*, 1988).

1.1.3 Autres réactions impliquées

D'autres réactions sont souvent présents sur les sites où du drainage minier acide est produit, tels que des réactions de neutralisation de l'acidité et de précipitation de minéraux secondaires.

La neutralisation de l'acidité se produit principalement sous l'effet des carbonates (par exemple, la calcite et la dolomite) qui consomment l'acidité en se dissolvant (Lawrence and Wang, 1996 ; Sobek *et al.*, 1978). Divers autres minéraux ayant un potentiel de neutralisation moindre que celui des carbonates, tels des hydroxydes (comme la goethite et la gibbsite) et des silicates (telles la muscovite, l'anorthite et la chlorite) ont aussi été identifiés (Kwong, 1993 ; Lawrence et Scheske, 1997).

Des minéraux secondaires peuvent précipiter à partir du drainage minier acide. Ceux-ci se classifient selon leur minéralogie (Alpers *et al.*, 1994 ; Blowes *et al.*, 2013), leur potentiel de dissolution (Cominco, 1999) ou leur situation par rapport à la zone

d'oxydation (Moncur *et al.*, 2005). Ceux-ci comprennent entre autres des sulfates solubles et moins solubles, des oxydes et hydroxydes de métaux et des minéraux carbonatés. Leur précipitation et dissolution impliquent souvent la production ou consommation d'acidité et l'atténuation ou la génération d'ions métallifères à potentiel contaminant¹.

1.2 Prévention et contrôle du drainage minier acide

La prévention et le contrôle de la production de drainage minier acide sont usuellement basés sur l'exclusion d'un des trois réactifs du système dans les rejets miniers, soient les minéraux sulfureux, l'eau ou l'oxygène (équation 1.1 ; Aubertin, Bussière et Bernier 2002). Les faibles températures peuvent aussi limiter la production de drainage minier acide.

En climat nordique, la diminution des taux de réaction impliqués dans la production de drainage minier acide peuvent être engendrés par le maintien de faibles températures (< -2 °C) dans les résidus. On optera alors pour un recouvrement isolant qui maintiendra les résidus gelés. Le gel empêchera aussi les mouvements de l'eau et le transport de contaminants (Coulombe, 2012 ; Coulombe *et al.*, 2012, 2013 ; Holubec, 2004 ; MEND, 2012).

Le retrait de la majeure partie des sulfures des résidus peut les rendre non générateurs d'acide. Les résidus subissent alors une étape de désulfuration avant leur sortie du concentrateur par flottation des sulfures (Benzaazoua *et al.*, 2000). Le concentré de sulfures résultant peut être utilisé dans la fabrication de remblai cimenté en pâte ou envoyé au parc à résidus miniers. Les résidus désulfurés peuvent être envoyés au parc à résidus miniers ou être employés comme matériau de recouvrement pour la

¹ Une revue de littérature plus spécifique sur les minéraux secondaire et leur influence sur la géochimie de l'eau est présentée au Chapitre 5.

restauration d'un parc à résidus générateur de contaminants. Cette approche implique une gestion intégrée des résidus miniers (Benzaazoua *et al.*, 2008).

L'exclusion de l'eau du système permet aussi de contrôler la réactivité (Aubertin *et al.*, 2015, 2016 ; Bossé, 2014 ; MEND, 2001b). Une méthode employée implique la création d'une barrière étanche sur le parc à résidus constituée d'un recouvrement composé de matériaux naturels et/ou géosynthétiques à faible conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). Des exemples de matériaux à faible k_{sat} sont les argiles, les tills compactés, les géocomposites benthonitiques et les géomembranes (Albright *et al.*, 2006). Des barrières évapo-transpirantes, surtout recommandés en climat semi-aride à aride, contrôlent la percolation nette au-travers du système de recouvrement pour limiter la quantité d'eau qui atteindra les rejets miniers. Elles peuvent inclure un bris capillaire et une couche de rétention d'eau. L'eau infiltrée dans le recouvrement est emmagasinée par capillarité pour être ensuite libérée par évaporation et transpiration ou drainage latéral (Zhan *et al.*, 2001). La couche évapo-transpirante peut être formée notamment de till, de sable ou de résidus miniers (Bossé *et al.*, 2013 ; Scanlon *et al.*, 2005).

Une méthode communément utilisée en climat humide, tel que l'on retrouve dans le sud du Québec, est l'exclusion de l'oxygène. Celle-ci peut être effectuée avec des recouvrements en eau, des couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) et avec une nappe surélevée. Le principe consiste à obtenir un faible coefficient de diffusion de l'oxygène dans le recouvrement par l'eau ou un matériel près de la saturation, le coefficient de diffusion de l'oxygène étant 10^4 fois plus faible dans l'eau que dans l'air (Mbonimpa *et al.*, 2003).

Les systèmes de recouvrement en eau regroupent le dépôt subaquatique et l'ennoiement des rejets miniers (Awoh, 2012 ; MEND, 2001b ; Rescan, 1996). Le dépôt subaquatique est effectuée directement dans un bassin d'eau déjà existant ou créé (ex. ancienne mine Louvicourt), comme un lac ou une fosse existante.

L'ennoiement subséquent au dépôt des rejets nécessite souvent la mise en place de structures afin de créer un recouvrement d'eau libre allant de quelques décimètres à quelques mètres. Les digues ceinturant le parc ennoyé doivent être conçues de façon à maintenir un grand volume d'eau et de résidus saturés pour toutes les conditions météorologiques, sismiques, et temporelles potentielles (Aubertin, Dionne et Marcoux, 1997 ; Aubertin *et al.*, 2011).

Les couvertures à effet de barrière capillaire (CEBC) peuvent être efficaces lorsque les niveaux phréatiques sont relativement bas. Les effets de barrière capillaire permettent de limiter l'impact du niveau phréatique en modifiant le profil de succion dans le recouvrement par rapport à l'équilibre hydrostatique (Aubertin *et al.*, 1995 ; Bussière, 1999). L'objectif premier de ce type de recouvrement multicouche est de limiter la diffusion de l'oxygène en maintenant une couche de matériau fin (et de faible conductivité hydraulique), appelée couche de rétention d'eau, à un degré de saturation élevé. Une couche de support de granulométrie plus grossière et de conductivité hydraulique plus élevée, qui lui permet de drainer rapidement et d'avoir un contraste capillaire important avec la couche de rétention d'eau, lui est sus-jacente. Une couche drainante de granulométrie grossière et de conductivité hydraulique élevée est ajoutée au-dessus de la couche de rétention d'eau. Elle permet de contrôler les écoulements d'eau des couches supérieures en les dirigeant latéralement pour réduire l'infiltration et favoriser une meilleure stabilité en diminuant les pressions interstitielles. Elle crée aussi une barrière contre la remontée capillaire et l'évaporation de la couche de rétention d'eau. Les couches de support, de rétention d'eau et de drainage sont souvent recouvertes de couches de protection et superficielles afin de protéger les couches sous-jacentes des intrusions biologiques et humaines, de l'érosion et des cycles de mouillage et de séchage et de gel et de dégel (Aubertin *et al.*, 1995).

La technique de la nappe surélevée consiste à maintenir le niveau phréatique sous la surface des résidus à une distance plus faible que la valeur d'entrée d'air des résidus (voir section 2.1.1.3) afin de les maintenir à un degré de saturation élevé et de contrôler la quantité d'oxygène disponible. Cette technique peut être utilisée avec un recouvrement monocouche ou multicouches pouvant avoir plusieurs fonctions. Des recouvrements fins utilisés avec une nappe surélevée permettent de conserver un degré de saturation plus élevé sur une plus grande hauteur au-dessus du niveau phréatique, mais ils sont plus sensibles aux pertes d'humidité par évaporation. Des recouvrements grossiers peuvent agir comme barrière à l'évaporation tout en favorisant l'infiltration (SENES, 1996). Des recouvrements bicouches peuvent aussi favoriser la saturation d'un matériau fin à l'aide d'une barrière capillaire (avec un matériau fin sur grossier) ou restreindre l'évaporation et la désaturation du recouvrement (avec un matériau grossier sur fin) (Bussière *et al.*, 2008 ; Cosset et Aubertin, 2010 ; Dagenais, 2005 ; Demers, 2008 ; Pabst, 2011). La présente étude porte sur la technique de la nappe surélevée combinée à un recouvrement monocouche. Une revue plus détaillée des connaissances sur cette technique se retrouve au chapitre suivant.

Les recouvrements peuvent être constitués de matériaux d'origine naturelle, mais l'utilisation des sols est souvent limitée en raison de leur coût, de leur disponibilité ou de l'empreinte environnementale que leur prélèvement nécessite. L'utilisation de rejets comme matériaux de recouvrement est croissante. Les rejets ciblés peuvent être de nature organique, notamment de l'industrie forestière et de pâtes et papiers (Cabral, Tremblay et Lefebvre, 2004 ; Catalan et Kumari, 2005 ; Germain, Tassé et Cyr, 2003) ou de traitement des eaux municipales (Peppas, Komnitsas et Halikia, 2000), ou de nature inorganique, tels les boues de traitement du drainage minier acide (Demers *et al.*, 2015a ; Demers *et al.*, 2015b ; Demers *et al.*, 2016 ; Mbonimpa *et al.*, 2016) et les stériles et résidus miniers (Aachib, 1997 ; Aubertin *et al.*, 1995, 1999a,

1999b ; Bussière, 2007 ; Bussière et Aubertin, 1999 ; Bussière *et al.*, 2004 ; Demers *et al.*, 2008a, 2008b ; Demers *et al.*, 2009, Pasbt, 2011).

1.3 Les sites miniers abandonnés générateurs de drainage minier acide

Il y a plus de 10 000 sites miniers abandonnés au Canada (Cowan et Mackasey, 2006). Ils se situent souvent en région éloignée et sont liés à un passif de plusieurs milliards de dollars nécessaires à leur restauration. Au Québec, le passif environnemental minier du Secteur des mines du ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec (MERN) était de 1,22 G\$ au 31 mars 2016 (MERN, 2017). De ce montant, 803,4 M\$ ciblait les sites miniers sous la responsabilité du MERN et 418,3 M\$ visait les sites miniers où le MERN pourrait avoir à agir étant donné le statut financier précaire des responsables. On retrouvait 499 sites miniers abandonnés sur le territoire québécois. De ce nombre, 263 étaient des sites d'exploration minière qui ne requéraient que des travaux de nettoyage, six étaient des carrières et des sablières et 230 étaient des sites d'exploitation minière. Ces derniers comptent souvent des dépôts de résidus de concentrateur et des stériles miniers pouvant être problématiques pour l'environnement. Sur ces 230 sites d'exploitation minière, des travaux étaient en cours sur 18 des sites les plus problématiques; l'entretien et le suivi doivent être assurés sur les 127 sites déjà restaurés et sécurisés; 39 restaient à être restaurés; et 46 devaient être sécurisés. Le Gouvernement du Québec s'est engagé à diminuer le montant du passif environnemental minier de 80 % entre 2016 et 2022 (MERN, 2017).

Les parcs à résidus miniers abandonnés doivent être sécurisés pour assurer leur stabilité physique (digues, érosion, etc.) et chimique. Les défis sont de taille pour stopper la production de contaminants et ramener la qualité d'eau à des niveaux acceptables lorsque les résidus ont produit du drainage minier acide durant une longue période de temps (Bussière *et al.*, 2005). On y retrouve souvent des infrastructures non-étanches et sans usine de traitement de l'eau. La production non

contrôlée du drainage minier acide sur une longue période de temps peut causer des eaux interstitielles fortement contaminées, une forte présence de bactérie catalysant les réactions générant de la contamination et la précipitation de minéraux secondaires pouvant éventuellement produire des contaminants en se dissolvant (Blanco *et al.*, 2013 ; Bussière, 2009 ; Bussière *et al.*, 2005 ; Doumas *et al.*, 2016 ; Genty *et al.*, 2016 ; Hakkou, Benzaazoua et Bussière, 2008 ; Johnson *et al.*, 2000 ; Maqsoud *et al.*, 2015 ; Maqsoud *et al.*, 2013 ; Moncur *et al.*, 2014).

1.4 Objectifs du projet

L'objectif principal de ce projet de recherche consiste à évaluer la performance sur le terrain de la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche constitué de résidus miniers. L'évaluation de cette performance est reliée à une bonne compréhension des comportements hydrogéologique, géochimique et de la migration de l'oxygène dans les rejets et la couverture du site. Le site à l'étude est une portion d'un parc à résidus miniers abandonné qui génère du drainage minier acide depuis plusieurs décennies et restauré récemment. La complexité des phénomènes hydro-géochimiques dans les résidus pré-oxydés des sites miniers abandonnés doit alors aussi y être considérée. Les objectifs spécifiques du projet sont :

- Compléter la caractérisation existante des rejets et du site minier;
- Instrumenter le site afin d'évaluer la performance des travaux de restauration;
- Évaluer le comportement hydrogéologique et de la migration de l'oxygène sur le terrain;
- Simuler le comportement hydrogéologique du site à partir d'un modèle numérique ;

- Évaluer à l'aide d'un modèle numérique hydrogéologique l'effet de la variation de différents paramètres sur le comportement hydrogéologique du site en lien avec la performance de la technique de restauration, incluant des variables climatiques;
- Effectuer un suivi de la qualité de l'eau sur le terrain et déterminer les principaux phénomènes géochimiques influençant la qualité de l'eau après les travaux de restauration.

1.5 Contenu de la thèse

La thèse débute par cette brève introduction. Le chapitre 2 présente une revue de littérature débutant avec des notions théoriques sur l'écoulement de l'eau et sur la migration de l'oxygène en milieu variablement saturé. L'état des connaissances sur la technique de la nappe surélevée combinée à un recouvrement monocouche et sur les différentes approches permettant d'évaluer sa performance sont ensuite exposés. Un historique du site minier Manitou à l'étude et une revue des principaux travaux de recherche antérieurs effectués sur sa restauration sont exposés par la suite. La géologie du site, certaines propriétés des matériaux évaluées antérieurement et des compléments de caractérisation de certaines propriétés réalisés pour la présente étude sont enfin présentés.

Le corps de la thèse est formé par les trois chapitres suivants, dont les deux premiers sont des articles scientifiques acceptés pour publication dans des revues avec comité de lecture; le dernier manuscrit sera soumis prochainement. De façon plus spécifique, le chapitre 3 comprend une analyse numérique du comportement hydrogéologique du site à l'étude. L'influence de la variabilité de certaines propriétés sur le site est évaluée et des simulations de la technique de la nappe surélevée sont effectuées sous différentes conditions. Le chapitre 4 traite du suivi de terrain effectué pour analyser la performance des travaux de restauration du site à l'étude. Des résultats et analyses du

comportement hydrogéologique et de la migration de l'oxygène y sont présentés. Le chapitre 5 présente l'évolution de la qualité de l'eau interstitielle du site Manitou après les travaux de restauration. Les principaux phénomènes ayant un impact sur la qualité de l'eau post-restauration y sont identifiés. Le chapitre 6 consiste en une discussion du contenu de la thèse (incluant les trois articles). Des facteurs pouvant influencer les résultats de la performance de la technique sont abordés, tels l'hétérogénéité des résidus réactifs et du recouvrement, la présence de fissures de dessiccation et un épuisement du potentiel de consommation d'oxygène de la couverture. Des facteurs contribuant aux incertitudes sur les résultats d'analyse de la qualité de l'eau, sur la spéciation et les domaines de stabilité des ions sont ensuite présentés de manière plus élaborée qu'au chapitre 5. Enfin, les méthodes potentielles visant à améliorer la performance d'une nappe surélevée combinée à un recouvrement monocouche sont discutées. Une conclusion générale ainsi que des recommandations sont présentées au chapitre 7. Quelques annexes apportent finalement des informations complémentaires aux résultats présentés dans la thèse.

1.6 Principales contributions du projet

Le principal avancement scientifique de ce projet est une évaluation sur le terrain de la performance des travaux de restauration d'un site minier avec une nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche constitué de résidus miniers non générateurs de drainage contaminé. À la connaissance de l'auteure, les études scientifiques poussées sur la performance de cette technique consistaient principalement, à ce jour, à des travaux de laboratoire et à des modélisations numériques. L'impact des conditions terrain sur les différents phénomènes se produisant sur le parc restauré est étudié ici. L'étude d'un cas réel permet d'apporter davantage de connaissances sur l'utilisation de cette technique et contribuera à son développement pour les cas d'applications futures de cette méthode.

La modélisation hydrogéologique 3D permet d'évaluer la variation de la position de la nappe phréatique pour des conditions autres que celles mesurées sur le terrain. L'influence de l'hétérogénéité des matériaux de la couverture causée par la méthode de dépôt est aussi évaluée. La simulation de périodes de sécheresse et des conditions impliquant des changements climatiques sur la méthode de restauration apporteront des informations intéressantes sur une éventuelle performance de la technique.

Cette étude est aussi novatrice en terme de l'évaluation des phénomènes propres aux résidus pré-oxydés qui impactent la qualité de l'eau après l'implantation d'une technique de restauration sur un parc à résidus ayant produit du drainage minier acide. On a proposé un modèle conceptuel qui représente les phénomènes géochimiques qui pourraient expliquer les qualités d'eau observées sur le terrain.

Enfin, cette étude fournira de nouvelles informations sur un parc à résidus ayant subi une oxydation extensive sur une longue période de temps. Ce parc est représentatif de plusieurs autres parcs à résidus miniers abandonnés au Québec et les données recueillies seront hautement utiles pour leur gestion qui est liée dans la province à un fort passif environnemental.

CHAPITRE II

REVUE DE LITTÉRATURE ET DESCRIPTION DU SITE À L'ÉTUDE

Il a été mentionné précédemment que la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche figure parmi les approches utilisées pour limiter le drainage minier acide provenant de résidus miniers en climat humide. La performance de cette méthode de restauration est principalement régie par l'écoulement de l'eau et le transport des gaz dans les rejets et les matériaux de recouvrement, dont les notions fondamentales sont décrites dans ce chapitre. Les connaissances actuelles sur la technique de la nappe surélevée combinée à un recouvrement monocouche ainsi que des méthodes visant à évaluer sa performance sont décrites par la suite. Enfin, l'historique du site Manitou, qui a servi de cas d'étude au projet de cette thèse, est présenté, ainsi qu'une compilation des principaux travaux de recherche antérieurs liés aux travaux de restauration du site. La géologie et certaines propriétés des matériaux du site à l'étude (Parc 2) sont aussi présentées dans cette section dédiée au site Manitou.

2.1 Notions fondamentales de l'écoulement de l'eau et du transport des gaz

2.1.1 Mouvement de l'eau en milieu poreux

2.1.1.1 Écoulements en milieu saturé

L'écoulement de l'eau dans un sol saturé peut être décrit par la loi de Darcy (Darcy, 1857 ; Hillel, 2004 ; Todd et Mays, 2005), qui est valide pour l'écoulement d'un

fluide incompressible qui subit un écoulement laminaire dans un milieu uniforme, saturé en eau et isotherme :

$$q = -k_{sat}i \quad (2.1)$$

Où q [LT^{-1}] est le débit spécifique ou la vitesse de Darcy, k_{sat} [LT^{-1}] est la conductivité hydraulique saturée et i [-] = $\frac{\partial h}{\partial z}$ est le gradient hydraulique, où h [L] est la charge hydraulique et z [L] est l'élévation.

Cette équation peut être représentée de manière tridimensionnelle pour un milieu anisotrope (Darcy, 1857 ; Hillel, 2004 ; Todd et Mays, 2005) :

$$q = \begin{bmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{bmatrix} = -[k_{sat,ij}] \begin{bmatrix} i_x \\ i_y \\ i_z \end{bmatrix} = - \begin{bmatrix} k_{sat,xx} & k_{sat,xy} & k_{sat,xz} \\ k_{sat,yx} & k_{sat,yy} & k_{sat,yz} \\ k_{sat,zx} & k_{sat,zy} & k_{sat,zz} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \frac{\partial h}{\partial x} \\ \frac{\partial h}{\partial y} \\ \frac{\partial h}{\partial z} \end{bmatrix} \quad (2.2)$$

Où q_{xyz} est la vitesse de Darcy dans les directions x , y et z [LT^{-1}], $k_{sat,ij}$ est la conductivité hydraulique saturée anisotrope [LT^{-1}] et i_{xyz} est le gradient hydraulique dans les directions x , y et z [-].

2.1.1.2 Écoulement en milieu non saturé

La zone vadose s'étend du niveau phréatique jusqu'à la surface du sol. Le degré de saturation en eau est variable dans la zone vadose et est influencé par la remontée capillaire de l'eau dans le sol. Grâce à cette remontée capillaire, une zone saturée en eau, la frange capillaire, se forme au-dessus du niveau phréatique jusqu'à la valeur d'entrée d'air du matériau et est sous-jacente à une zone non saturée.

Contrairement à l'écoulement en milieu saturé qui implique deux phases (l'eau et le sol), l'écoulement en milieu non saturé implique la plupart du temps (au-dessus de la frange capillaire) trois phases : l'air, l'eau et le sol. Ce type d'écoulement est régi par

des équations différentielles dont certains paramètres sont représentés par des équations fortement non-linéaires.

Équation de continuité

L'équation de continuité est basée sur la loi de conservation de la masse. Considérons un volume élémentaire de sol dont les côtés sont définis par Δx , Δy et Δz et avec un écoulement dans la direction de l'axe des x (Figure 2.1). La différence de débit du volume élémentaire se définit comme le débit entrant moins le débit émergent :

$$\Delta q_x = q\Delta y\Delta z - [q + (\partial q/\partial x)\Delta x]\Delta y\Delta z \quad (2.3)$$

Cette différence de débit équivaut au taux d'accumulation de l'eau, ou recharge, dans le volume élémentaire par unité de temps :

$$\Delta q_x = -(\partial q/\partial x)\Delta x\Delta y\Delta z \quad (2.4)$$

La recharge peut aussi être exprimée comme la différence de la teneur en eau volumique θ (-) en fonction du temps et multipliée par le volume de l'élément. La teneur en eau volumique est désignée comme le volume d'eau par rapport au volume total.

$$\Delta q_x = -(\partial\theta/\partial t)\Delta x\Delta y\Delta z \quad (2.5)$$

En égalisant les deux expressions, on obtient :

$$(\partial\theta/\partial t)\Delta x\Delta y\Delta z = -(\partial q/\partial x)\Delta x\Delta y\Delta z \text{ ou } (\partial\theta/\partial t) = -(\partial q/\partial x) \quad (2.6)$$

En considérant aussi les débits dans les axes x et y , on obtient l'équation de continuité en trois dimensions (Hillel, 2004) :

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = -\left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z}\right) \quad (2.7)$$

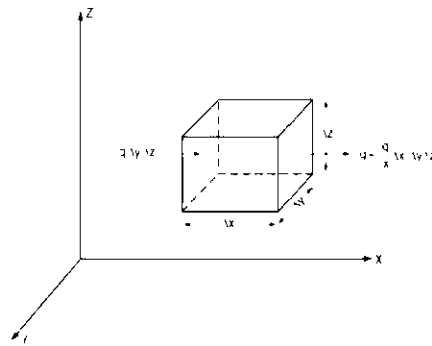


Figure 2.1 Le principe de continuité : un volume élémentaire de sol avec le bilan des débits pour un écoulement selon l'axe des x (Hillel, 2004)

Équation de Richards

La loi de Darcy a été généralisée pour des écoulements non saturés par Richards (1931) :

$$q = -k(\psi)\nabla h \quad (2.8)$$

Où ψ est la succion (kPa) et ∇h le gradient hydraulique multiaxial (m), qui inclut la succion et les composants gravitationnels.

En combinant l'équation de Darcy et l'équation de continuité, et en considérant que la charge hydraulique est en général la somme de l'opposé de la succion et de la charge gravitationnelle (ou l'élévation z), que ∇z égale 0 pour un écoulement horizontal et 1 pour un écoulement vertical, on obtient l'équation de Richards (Hillel, 2004 ; Richards, 1931):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left(k \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(k \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(k \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k}{\partial z} \quad \text{ou} \quad \frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla(k(\psi)\nabla\psi) + \frac{\partial k}{\partial z} \quad (2.9)$$

2.1.1.3 Courbe de rétention d'eau

L'équation 2.9 montre que la conductivité hydraulique en milieu saturé est une fonction de la succion ou de la quantité d'eau dans le sol. Pour connaître cette fonction, il est essentiel de connaître le lien, pour un sol donné, entre la quantité d'eau et la succion; ce lien entre ces deux paramètres est appelé la courbe de rétention d'eau (CRE). La courbe de rétention d'eau se définit comme la relation définissant l'évolution de la teneur en eau volumique θ ou du degré de saturation S_r en fonction des variations de succion ψ . La succion est la différence entre la pression de l'air u_a [$ML^{-1}T^{-2}$] et de l'eau interstitielle u_w [$ML^{-1}T^{-2}$] :

$$\psi = u_a - u_w \quad (2.10)$$

Un exemple montrant la désaturation du sable et du silt avec l'augmentation de la succion est présenté à la Figure 2.2a (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002 ; Aubertin *et al.*, 1995). Les paramètres clés de la courbe de rétention d'eau y sont présentés :

- la teneur en eau à saturation θ_s [-] ;
- la teneur en eau résiduelle θ_r [-] ;
- la pression d'entrée d'air ψ_a (ou AEV – air entry value) [L] ;
- la pression d'entrée d'eau ou succion résiduelle ψ_r [L].

Les courbes de rétention d'eau présentent souvent des effets d'hystérésis et de compressibilité qui sont négligés dans la figure.

Plusieurs méthodes sont utilisées en laboratoire ou sur le terrain pour évaluer les courbes de rétention d'eau des matériaux. La plupart des essais sont réalisés en drainage. La cellule Tempe permet des mesures de succion entre 10 et 1500 kPa et est souvent employée dans le cas de résidus miniers (Aubertin *et al.*, 1999a ; Aubertin,

Ricard et Chapuis, 1998 ; Lal et Shukla, 2004; ASTM D3152-72, ASTM D6836-02). Des essais en colonnes sont effectués pour des matériaux plus grossiers (Bussière, 1999 ; Chapuis *et al.*, 2007 ; Hernandez, 2007 ; Peregoedova, 2012). La plaque de pression (10 - 10 000 kPa, Adu-Wusu *et al.*, 2007 ; Albright *et al.*, 2006 ; Aubertin *et al.*, 1995 ; Ricard, 1994 ; Saleh Mbemba, 2010) et les solutions salines (3000 - 1 000 000 kPa ;Blatz, Cui et Oldecop, 2008 ; Godbout *et al.*, 2004 ; Lal et Shukla, 2004 ; Tang et Cui, 2005) sont utilisées pour les succions plus élevées.

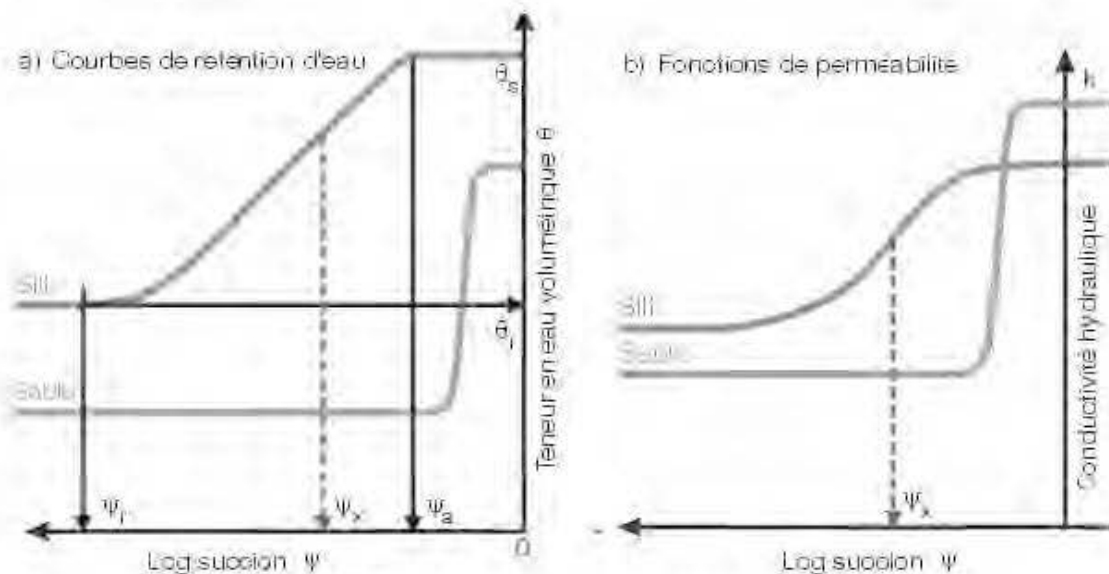


Figure 2.2 a) Courbes de rétention d'eau et b) fonctions de perméabilité conceptuelles d'un silt et d'un sable (tiré d'Aubertin, Bussière et Bernier, 2002 ; Aubertin *et al.*, 1995)

Des modèles descriptifs sont utilisés pour représenter mathématiquement les valeurs obtenues à l'aide des essais de rétention d'eau, dont les plus utilisés sont ceux de Brooks et Corey (1964), Fredlund et Xing (1994) and van Genuchten (1980). Ce dernier est défini au Chapitre 3. Des modèles prédictifs basés sur les propriétés physiques des matériaux peuvent être employés pour estimer la courbe de rétention d'eau des matériaux géologiques. On compte plusieurs modèles prédictifs, dont ceux

de Kovacs (1981), Arya et Paris (1981), Tyler et Wheatcraft (1990), Arya *et al.* (1999), Haverkamp *et al.* (2002), Perera *et al.* (2005), Ghanberian *et al.* (2010) et Benson *et al.* (2014). Le modèle de Kovacs modifié (Aubertin *et al.*, 2003 ; Aubertin, Ricard et Chapuis, 1998) (de pédo-transfert) basé sur les propriétés géotechnique de base des sols est employé dans cette étude et est présenté au Chapitre 3.

2.1.1.4 Conductivité hydraulique saturée et fonction de perméabilité

La conductivité hydraulique saturée k_{sat} est une propriété essentielle pour déterminer la fonction de perméabilité $k(\psi)$ d'un matériau. La fonction de perméabilité d'un sol représente la relation entre la conductivité hydraulique du sol et la succion appliquée ψ . Des exemples de fonctions de perméabilités pour un silt et un sable sont présentés à la Figure 2.2b. La conductivité hydraulique diminue avec la succion en raison de la plus grande quantité d'air présente dans le système qui fait obstacle à l'écoulement de l'eau.

La conductivité hydraulique saturée peut notamment être évaluée au laboratoire en perméamètre à paroi rigide ou souple, à charge variable ou constante, et sur le terrain avec des traceurs et des essais de pompage (Chapuis, 2007 ; Todd et Mays, 2005).

La conductivité hydraulique saturée peut aussi être estimée à partir de modèles prédictifs (Chapuis, 2012) tels ceux de Hazen (1911), Taylor (1948), NAVFAC DM7 (1974), Kozeny-Carman (Carman, 1956 ; Chapuis et Aubertin, 2003b ; Kozeny, 1953) et Kozeny-Carman modifié (Mbonimpa *et al.*, 2002a). Ces deux derniers modèles ont été employés dans cette étude. Le modèle de Kozeny-Carman modifié a été développé pour les sols granulaires (non cohésifs) et est présenté au Chapitre 3. Le modèle de Kozeny-Carman a été développé pour être utilisé pour tous les types de sols. Il peut s'exprimer de la façon suivante :

$$k_{sat} = 10^{\left(0,5 + \log \frac{e^3}{D_R^2 S S^2 (1+e)}\right)} \quad (2.11)$$

où D_R est la densité relative d'un matériau (ML^{-3}), e est l'indice des vides [-] et SS est la surface spécifique massique du matériau [L^2M] (Kovacs, 1981). Le paramètre SS peut être estimé pour des sols non plastiques à partir du diamètre hydraulique ou diamètre des pores d'un sol homogène ayant la même surface spécifique que celui considéré [L] D_H , de la densité relative d'un matériau D_R et d'un facteur de forme α dont la valeur peut varier entre 6 et 18 (Chapuis et Légaré, 1992) :

$$SS = \frac{\alpha}{D_H D_R} \quad (2.12)$$

La valeur de D_H peut être estimée à partir de la courbe granulométrique (Chapuis et Légaré, 1992) ou à partir de la formule suivante (Aubertin, Ricard et Chapuis, 1998) :

$$D_H = D_{10}(1 + 1,17 \log C_U) \quad (2.13)$$

où D_{10} est le diamètre équivalent à 10% du passant sur la courbe granulométrique [L] et C_U est le coefficient d'uniformité (D_{60}/D_{10}) [-].

Des modèles théoriques ou statistiques sont couramment utilisés pour prédire la fonction de perméabilité. Ceux-ci utilisent la courbe de rétention d'eau pour prédire la relation entre k et ψ et sont basés sur les hypothèses suivantes (Muallem, 1986). D'abord, le milieu poreux est considéré comme une série de pores de rayon r interconnectés et distribués de façon aléatoire dans l'échantillon. Ensuite, l'équation de Hagen-Poiseuille de l'écoulement d'un fluide en milieu laminaire est supposée valide au niveau d'un pore (approche microscopique). La conductivité hydraulique globale est déterminée en intégrant seulement les pores qui contribuent à l'écoulement (pores remplis d'eau). Enfin, la courbe de rétention d'eau est considérée analogue à la fonction de distribution des rayons de pores.

On retrouve dans la littérature plusieurs modèles pour prédire la fonction de perméabilité, dont ceux de Brooks et Corey (1964), Childs et Collis-George (1950),

Burdine (1953), Fredlund *et al.* (1994) et Mbonimpa *et al.* (2006). Le plus utilisé est celui de Mualem (1976) et van Genuchten (1980), qui peut s'écrire :

$$k(\theta_e) = k_{sat} \theta_e^\lambda \left[1 - (1 - \theta_e^{1-m_{vG}})^{m_{vG}} \right]^2 \quad (2.14)$$

où θ_e est la teneur en eau volumique normalisée ou réduite, le terme θ_e^λ est un facteur de correction visant à tenir compte de la tortuosité du milieu poreux, m_{vG} et n_{vG} sont des paramètres empiriques d'ajustement du modèle ($m_{vG} = 1-1/n_{vG}$) et θ_e peut être évalué selon les courbes de rétention d'eau. Les fonctions de perméabilités peuvent être sujettes à des phénomènes d'hystérésis et des effets de compressibilité (Bossé *et al.*, 2016 ; Maqsoud *et al.*, 2012, Mualem, 1976 ; Saleh Mbemba, 2016).

2.1.1.5 Système hydrologique et bilan hydrique

Un système hydrologique est défini comme une structure (pour l'écoulement de surface ou souterrain) ou un volume dans l'espace (pour les flux atmosphériques) entouré de frontières, qui a des entrées et des sorties d'eau et à travers lequel l'eau peut migrer. Un diagramme représentant un système hydrologique global est présenté à la Figure 2.3.

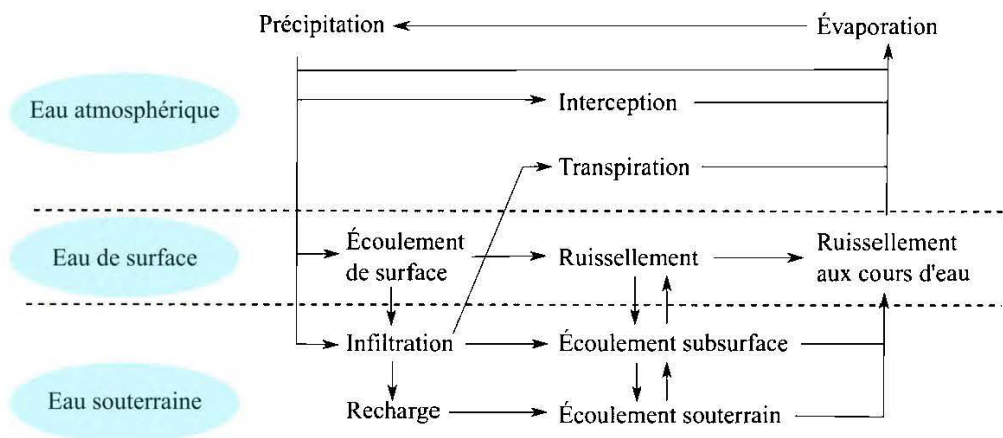


Figure 2.3 Représentation d'un système hydrologique global (modifiée de Chow, Maidment et Mays, 1988)

Dans un système hydrologique, on peut effectuer un bilan hydrique, qui est le bilan des quantités d'eau ajoutées, soustraites et emmagasinées dans un certain volume et pour une période de temps donnée. Il est basé sur la loi de la conservation de la masse. Le bilan hydrique dénoté par les variations de la teneur en eau θ et de la biomasse des plantes B peut s'écrire (Hillel, 1998, 2004) :

$$\Delta\theta + \Delta B = P + RC - (D + E + T + R) \quad (2.15)$$

où les précipitations (P) et les remontées capillaires depuis la nappe souterraines (RC) sont les entrées d'eau. Les sorties d'eau sont les pertes dues au drainage vers la nappe souterraine (D), à l'évaporation (E), à la transpiration des plantes (T) et au ruissellement (R).

2.1.2 Transport et consommation de l'oxygène en milieu poreux variablement saturé

Tel que vu précédemment, une méthode efficace pour limiter la formation de DMA en climat humide est d'empêcher l'apport d'oxygène (O_2) aux rejets sulfureux à l'aide de barrières à l'oxygène. L'advection et la diffusion moléculaire sous forme gazeuse sont les principaux mécanismes régissant le transport de l'oxygène dans les matériaux poreux. La prépondérance d'un phénomène par rapport à l'autre dépend principalement du type de sol et de ses caractéristiques (i.e., porosité et teneur en eau). L'advection est souvent dominante dans les haldes à stériles (Lefebvre, 1994 ; Mbonimpa *et al.*, 2003 ; Morin *et al.*, 1991), tandis que la diffusion l'est dans les résidus miniers (Aachib, Mbonimpa et Aubertin, 2004 ; Collin, 1987 ; Collin et Rasmuson, 1988 ; Demers, 2008 ; Kim et Benson, 2004 ; Mbonimpa et Aubertin, 2002). L'oxygène est aussi présent sous forme dissoute dans l'eau interstitielle, mais à des concentrations moindres (max $\sim 9,2$ mg/L), ce qui est environ 30 fois moins que la concentration à l'équilibre dans l'atmosphère à 20°C (277 mg/L) (Mbonimpa *et al.*, 2003 ; Mihelcic, 1998). La contribution de l'apport d'oxygène par les eaux

d'infiltration dans les résidus miniers est alors très faible (Demers, 2008 ; Elberling, Nicholson et David, 1993 ; Elberling, Nicholson et Scharer, 1994 ; Molson *et al.*, 2008 ; Nicholson *et al.*, 1989).

La diffusion d'oxygène gazeux est causée par sa migration dans les vides gazeux interconnectés et à travers la portion liquide suivant le gradient de concentration. En milieu non réactif, celle-ci peut être calculée en régime permanent et transitoire avec les première et la deuxième lois de Fick en 1D (Hillel, 2004 ; Mbonimpa *et al.*, 2003):

$$F = -D_e \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} \quad (2.16)$$

$$\frac{\partial}{\partial z} (\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (2.17)$$

où F est le flux d'oxygène [$ML^{-1}T^{-1}$], D_e et D^* sont les coefficients de diffusion effectif² et apparent [L^2T^{-1}] (avec $D_e = \theta_{eq}D^*$) et C est la concentration d'oxygène [ML^{-3}] au temps t [T] et à la position z [L]. Le paramètre θ_{eq} [L^3T^{-3}] est la teneur en air équivalente (de diffusion) qui prend en compte la teneur en air volumique du sol θ_a et l'air dissous dans la phase aqueuse θ ; $\theta = nS_r$ et $\theta_a = n(1-S_r)$ où n est la porosité totale. Le rapport de la concentration d'oxygène de l'eau et de l'air est donné par la constante de Henry H [-], qui équivaut à 0,03 à 20°C et est utilisé pour calculer la teneur en air équivalente (Aubertin, Aachib et Authier, 2000 ; Aubertin *et al.*, 1999b):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta \quad (2.18)$$

Avec l'emploi d'une couverture monocouche inerte, on s'intéresse la plupart du temps au flux d'oxygène qui atteint les résidus réactifs sous-jacents en régime permanent (Mbonimpa *et al.*, 2003) en posant comme hypothèse que la concentration

² Une équation pour évaluer D_e est présentée au chapitre 4

d'oxygène est nulle à la base de la couverture comme elle est consommée rapidement par les résidus réactifs :

$$F = \frac{C_0 D_e}{L} \quad (2.19)$$

où C_0 est la concentration d'oxygène dans l'atmosphère et L est la hauteur de la couverture.

Lorsque l'oxygène diffuse à travers un matériau réactif, ces équations doivent prendre en compte la perte de masse. Celle-ci se fait souvent avec une réaction de premier ordre, où le coefficient de réaction K_r est utilisé (Mbonimpa *et al.*, 2003). Cet aspect sera également développé au chapitre 4 de la thèse qui traite de l'évaluation de la performance d'un recouvrement, où seront aussi explicités le coefficient de réactivité K_r et la seconde loi de Fick modifiée pour un matériau réactif.

2.2 Technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche

2.2.1 Connaissances actuelles sur la technique

La technique de la nappe phréatique surélevée (NPS) combinée à un recouvrement monocouche est illustrée à la Figure 2.4 (Aubertin *et al.*, 1999b ; Cosset, 2009 ; Dagenais, 2005 ; Ouangrawa, 2007 ; Pabst, 2011). Elle consiste à maintenir à l'aide de fondations imperméables et de digues ou autres structures peu perméables le niveau phréatique à une profondeur inférieure typiquement à la moitié de la valeur d'entrée d'air des résidus miniers afin de les maintenir saturés (Ouangrawa *et al.*, 2007). La saturation des résidus engendre un faible coefficient de diffusion de l'oxygène. Le flux d'oxygène qui traverse les résidus est très faible et contrôle l'oxydation des sulfures. Un matériau recouvre les résidus et aura un rôle déterminé par ses caractéristiques (surtout physiques et hydrogéologiques).

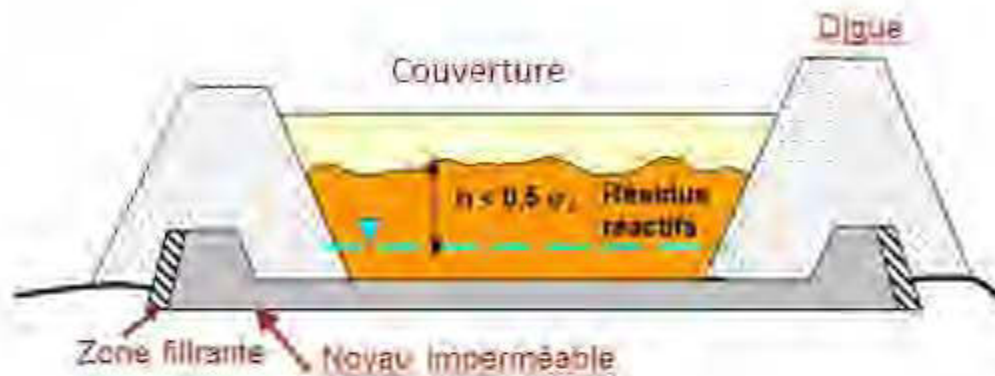


Figure 2.4 Modèle conceptuel de la méthode de la nappe surélevée pour résidus “frais” (Aubertin *et al.*, 1999b ; Cossét, 2009 ; Dagenais, 2005 ; Ouangrawa, 2007 ; Pabst, 2011)

Un sommaire des principaux travaux de recherche effectués sur la technique de la nappe phréatique surélevée avec recouvrement monocouche pour contrôler le drainage minier acide de rejets de concentrateurs sulfureux est présenté au Tableau 2.1. Celui-ci regroupe les méthodes employées, les paramètres étudiés et les principaux résultats ou constats de chaque étude.

Le concept a été décrit par SENES (1996) qui propose la création d’une NPS dans un parc à résidus miniers pour limiter l’apport d’oxygène et la réactivité des résidus par modification du bilan hydrique, l’amélioration des capacités de rétention d’eau des résidus ou la construction de barrière limitant l’écoulement des eaux souterraines. L’étude différencie l’emploi de recouvrements fins utilisés avec la NPS pouvant conserver les résidus saturés sur de plus grandes hauteurs au-dessus du niveau phréatique, mais étant plus susceptible aux pertes d’humidité par évaporation, et les recouvrements grossiers (ex. : de sable) agissant comme barrière à l’évaporation et favorisant l’infiltration. Le concept spécifique pour le dépôt en fosse a été proposé

par Orova *et al.* (1997), qui a décrit aussi une application de dépôt de stériles de la fosse Owl Creek.

Aubertin *et al.* (1999b) a poursuivi l'idée suite à des essais sur des résidus Manitou non-oxydés et exposés dans lesquels la nappe phréatique était élevée. Il proposa l'idée d'une nappe phréatique à une profondeur inférieure à la valeur d'entrée d'air des résidus par rapport à la surface des résidus. La profondeur de la nappe pourrait être contrôlée par une fondation imperméable, des digues périphériques perméables avec un noyau imperméable (de petite dimension) et une couverture de protection contre l'assèchement par évaporation.

Des essais en colonnes ont été réalisés ultérieurement par Dagenais (2005), Ouangrawa (2007), Demers (2008), Cosset (2009), Pabst (2011), Bussière *et al.* (2008, 2009, 2011, 2012), Demers *et al.* (2013a) et Rey *et al.* (2016). Le nombre de colonnes pour chaque étude présentée au Tableau 2.1 peut comprendre des colonnes ayant une configuration autre que la NPS. Ces essais sont souvent accompagnés d'études numériques pour approfondir la compréhension ou évaluer des cas sous des conditions ou des configurations supplémentaires (Cosset, 2009 ; Dagenais, 2005 ; Demers, 2008 ; Ouangrawa, 2007 ; Pabst, 2011). Une étude en colonnes, en cellules expérimentales de terrain et numérique est aussi présentement en cours (Rey *et al.*, 2016). La technique a été étudiée de manière moins exhaustive aux sites Detour Lake (Dobchuk, 2002, 2013) et Aldermac (Maqsoud *et al.*, 2015 ; Maqsoud *et al.*, 2013).

Des constats ont été faits concernant l'influence de différents paramètres sur l'efficacité la technique de la NPS combinée à un recouvrement monocouche. Certains constats varient d'une étude à l'autre en fonction de la configuration et des paramètres spécifiques à chaque étude, mais les principaux sont :

- La technique est plus efficace lorsque la position de la nappe phréatique est plus haute (Bussière *et al.*, 2011, 2012; Cosset, 2009 ; Dagenais, 2005 ;

Demers, 2008 ; Demers *et al.*, 2013a ; Dobchuk *et al.*, 2013 ; Ouangrawa, 2007);

- Elle est fortement influencée par l'évaporation qui peut diminuer la saturation du recouvrement, augmenter le coefficient de diffusion de l'oxygène et augmenter les flux d'oxygène atteignant les résidus réactifs (Bussière *et al.*, 2011 ; Dagenais, 2005 ; Demers *et al.*, 2013a ; Pabst, 2011);
- Elle est souvent fortement influencée par les propriétés granulométriques, les indices des vides et les propriétés de rétention d'eau des matériaux (résidus et couverture) (Dagenais, 2005 ; Dobchuk *et al.*, 2013 ; Ouangrawa, 2007), surtout si la nappe est très profonde (Pabst, 2011); les propriétés hydriques du recouvrement (fin vs grossier) ont peu d'impact sur le comportement des rejets réactifs, mais peuvent produire un impact significatif sur celui du recouvrement (Cosset, 2009);
- Elle est moyennement influencée par les teneurs en sulfures des résidus réactifs qui diminuent son efficacité (Dagenais, 2005), quoique cet effet n'est pas significatif si les résidus demeurent suffisamment saturés ($S_r \geq 90 \%$) (Ouangrawa, 2007);
- Une plus grande épaisseur du recouvrement augmente son efficacité si le recouvrement est relativement mince (Cosset, 2009 ; Demers, 2008 ; Pabst, 2011). À partir d'une certaine épaisseur, l'épaisseur du recouvrement a un léger impact positif (Pabst, 2011).

L'utilisation d'un matériau pour le recouvrement ayant de faibles teneurs en sulfures permet de diminuer la quantité totale d'oxygène atteignant les résidus réactifs sous-jacents (Demers, 2008). L'utilisation d'un recouvrement bicouche fait d'un matériau fin (tels les résidus miniers) recouvert d'une couche grossière en surface du recouvrement est aussi avantageux pour limiter les pertes en eau dans le

recouvrement causées par l'évaporation (Bussièrre *et al.*, 2008 ; Dagenais, 2005 ; Demers, 2008 ; Pabst, 2011).

Le critère suivant a été développé pour assurer l'efficacité de la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche :

- La profondeur du niveau phréatique à partir de l'interface entre les résidus réactifs et le recouvrement doit être inférieure à la moitié de la valeur d'entrée d'air des rejets ($h \leq 0,5 \text{ AEV}$) pour des rejets « frais » (Ouangrawa, 2007). Les caractéristiques des résidus oxydés³ empêchent toutefois la technique d'être efficace selon ce critère et on considère que cet aspect a été peu étudié à ce jour (Demers *et al.*, 2013a ; Pabst, 2011).

Un autre critère développé pour une couverture aqueuse stagnante sur des rejets réactifs frais est parfois utilisé dans le cas de recouvrements granulaires (Garand et Ricard, 1999 ; Hamdi, 2011 ; Nastev et Aubertin, 2000 ; Pabst *et al.*, 2017a, 2017b):

- Les flux d'oxygène atteignant les résidus réactifs doivent être inférieurs à 20 à 40 g O₂/m²/an (Aubertin *et al.*, 1999b).

Un critère de ce type n'a pas encore été développé pour des rejets ayant déjà oxydé.

³ Les aspects des résidus oxydés à considérer seront discutés au Chapitre 5

Tableau 2.1 Sommaire des principaux travaux de recherche effectués sur la technique de la nappe surélevée à ce jour

Auteur	Méthodes employées	Paramètres variés	Principaux résultats ou constats
SENES (1996)	Description du concept général	N/A	Approches proposées pour instaurer une NPS en place sur des parcs à résidus
Orava <i>et al.</i> (1997)	Description du concept et d'une application	N/A	Approches proposées pour instaurer une NPS dans une fosse sur des rejets miniers et description d'une application
Aubertin <i>et al.</i> (1999b)	Schéma et mise par écrit des avancées des connaissances avec résultats d'essais en colonne sur des résidus exposés	N/A	Alternative proposée suite aux essais en colonne sur les résidus Manitou : Nappe perchée et couverture monocouche
Dobchuk (2002), Dobchuk <i>et al.</i> (2013)	Couverture de 1,0 à 1,5 m de résidus désulfurés sur une portion d'un parc à résidus à Detour Lake	Aucun	La profondeur du niveau phréatique exerce le principal contrôle sur le flux d'oxygène. Les plus faibles saturations et plus hauts flux d'oxygène sont retrouvés aux endroits où le niveau phréatique est le plus bas et où le recouvrement est le plus grossier. Une nappe phréatique trop basse ne permet pas de réduction substantielle du flux d'oxygène sur l'entièreté du site.
Dagenais (2005), Dagenais <i>et al.</i> (2001, 2002,	8 colonnes de résidus avec couverture de sable	Niveaux phréatiques (-0,7 à -1,9 m) Teneurs en sulfures (Lorraine 0,2 %S, Aldermac 25,2 %S et Solbec-Cupra mélangé à Manitou 9,06%S) Épaisseur de la couverture (7,5 ou 50 cm)	Grande influence du niveau phréatique, de l'évaporation et des teneurs en sulfures sur l'efficacité à contrôler le DMA. Une plus grande désaturation se produit dans un recouvrement fin après 60 jours de drainage

Tableau 2.1 Suite

Auteur	Méthodes employées	Paramètres variés	Principaux résultats ou constats
2006, 2012)	Simulations avec SoilCover (14)	Granulométrie des résidus Granulométrie du recouvrement Évaporation potentielle Épaisseur du recouvrement (0 à 1 m) Niveau phréatique (0 à -3 m)	
Ouangrawa (2007), Ouangrawa <i>et al.</i> (2006, 2009, 2010)	Colonnes de résidus frais recouverts de 20 cm de sable Simulations avec Min3P	Niveaux phréatiques (-1,75 et -0,55 m) Composition minéralogique (résidus Louvicourt et mélanges de ces résidus avec des résidus Sigma et du sable)	Efficacité à contrôler le DMA si la profondeur de la nappe $\leq 0,5\psi_a$ et la saturation des résidus $\geq 90\%$. Un faible k_{sat} des résidus augmente la performance de la technique en ralentissant la désaturation par drainage. La composition minéralogique n'a pas un effet significatif tant que les résidus demeurent suffisamment saturés ($< 90\%$).
Demers (2008), Demers <i>et al.</i> (2008a, 2008b, 2009)	11 colonnes de résidus Doyon avec recouvrements de résidus désulfurés 15 scénarios d'analyse numérique (Vadose/W) avec conditions terrain	Teneurs en sulfures du recouvrement (0,25 ou 1,25 %S) Épaisseur de la couverture (0,5 ou 1 m) Niveaux phréatiques (0 et -1,3 m) Teneurs en sulfures du recouvrement (0,3, 0,6 ou 0,8 %S) Épaisseur de la couverture (0,5, 0,75 ou 1 m) Niveaux phréatiques (0, -0,75 et - 1,5 m) Conditions climatiques	Grande influence du niveau phréatique, influence de l'épaisseur du recouvrement. Une faible teneur en sulfures du recouvrement permet de réduire les flux d'oxygène à la base du recouvrement à court terme. Une couche grossière en surface (faite de sable) protège le recouvrement d'une évaporation excessive durant les périodes sèches.

Tableau 2.1 Suite

Auteur	Méthodes employées	Paramètres variés	Principaux résultats ou constats
Cosset (2009), Cosset <i>et al.</i> (2010)	4 colonnes avec résidus Selbaie et recouvrement de 30 cm de moraine	Granulométrie et teneur en sulfures (1,5 et 4,18%) des rejets	L'épaisseur du recouvrement n'a pas d'effet significatif sur le comportement du système. Les propriétés hydriques du recouvrement (fin vs grossier) ont peu d'impact sur le comportement des rejets, mais peuvent produire un impact significatif sur celui du recouvrement. La profondeur de la nappe a un effet marqué sur la teneur en eau des rejets.
	13 études de cas numériques (SEEP/W)	Épaisseur de la couverture (0,3, 1 ou 2 m) Niveaux phréatiques (-1 à -15 m) Granulométrie du recouvrement (très fine, fine, moyenne, grossière) Conditions climatiques	
Pabst (2011), Pabst <i>et al.</i> (2010, 2011a, 2011b, 2014, 2017a, 2017b)	4 colonnes de grandes dimensions avec résidus Manitou recouverts de 0,3-0,4 m de résidus Goldex et résidus Selbaie recouverts de 0,3-0,4 m de moraine	Aucun	Les configurations et paramètres utilisés des colonnes ne permettent pas le contrôle de la production de DMA. Des caractéristiques des résidus Manitou pré-oxydés empêchent la méthode de la NPS d'être efficace avec une nappe à une profondeur inférieure à ½ AEV. Il y a désaturation du recouvrement avec des nappes plus profondes que 2 m sous la surface des résidus. Des recouvrements peu épais ne permettent généralement pas une bonne efficacité et la variation de l'épaisseur de la couverture a un effet limité. L'efficacité de la technique est fortement dépendante du niveau phréatique. La granulométrie des résidus réactifs a peu d'influence sur le comportement de la
	Simulations hydrogéologiques (Vadose/W)	Épaisseur de la couverture (1 à 4 m) Niveaux phréatiques (-1 à -6 m) Granulométrie et indices des vides des matériaux (tous) Conditions climatiques	
	Modélisation de transport réactif (Min3P)	Niveaux phréatiques (-1 à -6 m)	

Tableau 2.1 Suite

Auteur	Méthodes employées	Paramètres variés	Principaux résultats ou constats
Pabst... (suite)			couverture, sauf si la nappe est très profonde. Une couverture épaisse est moins sensible aux variations des conditions climatiques.
Bussière <i>et al.</i> (2008, 2009, 2011, 2012), Demers <i>et al.</i> (2013a)	13 colonnes avec résidus Manitou et recouvrements de résidus Goldex	Granulométrie des résidus et du recouvrement Teneur en sulfures des résidus (5,8 et 15,4 %S) Niveaux phréatiques (0, -0,5 et - 1,9 m) Épaisseur de la couverture (0,5 à 1 m) Présence de résidus oxydés Présence d'amendement alcalin sur les résidus	Impact majeur du niveau phréatique sur la performance, qui doit être à l'interface des résidus Manitou et Goldex pour arrêter la production de DMA. Léger impact de l'épaisseur du recouvrement lorsque la nappe phréatique est haute. La présence de rejets oxydés (avec sulfures épuisés) ou d'un amendement alcalin n'a pas eu d'impact significatif. L'évaporation entraîne une désaturation du haut du recouvrement et affecte la performance du système.
Maqsoud <i>et al.</i> (2013, 2015)	Suivi de la nappe surélevée au site Aldermac recouvert de sable et gravier	N/A	La nappe surélevée alimente un aquifère de tills sous-jacent (fondation pas totalement imperméable). Le comportement de la nappe surélevée est directement influencé par les conditions climatiques (apport de précipitation, perte par évaporation ou par drainage). Il y a une tendance à l'amélioration de la qualité des échantillons d'eau souterraine. L'eau de surface sur le site demeure contaminée.

Tableau 2.1 Suite

Auteur	Méthodes employées	Paramètres variés	Principaux résultats ou constats
Rey <i>et al.</i> (2016)	13 colonnes et avec résidus Doyon et recouvrements fait de résidus miniers	Matériau du recouvrement (résidus Goldex ou Westwood) Épaisseur de la couverture (0,5 et 1 m) Niveaux phréatiques (0 à 1 PEA)	Résultats préliminaires : forte influence du niveau phréatique et influence moindre de l'épaisseur du recouvrement. Un matériau grossier favorise davantage le maintien des résidus sulfureux à haute saturation, en particulier en période de sécheresse; un matériau fin favorise la remontée capillaire et limite mieux les flux d'oxygène en période de bilan hydrique positif. Résultats à venir : influence des paramètres de conception (épaisseur du recouvrement; granulométrie; profondeur de la nappe) en contexte de sécheresse extrême (modélisation sur VADOSE/W).
	3 cellules de terrain	Matériau du recouvrement (résidus Goldex) Épaisseur de la couverture (0,5 m Goldex + 0,15 m graviers ; 1 m) Niveaux phréatiques (1/2 PEA ; 1 PEA) Granulométrie du recouvrement (27% silt et moins ; 73 % sable)	

2.2.2 Méthodes d'évaluation de la performance d'une NPS combinée à un recouvrement monocouche

La performance de la nappe phréatique surélevée est évaluée en fonction de la capacité à déterminer les paramètres critiques pour limiter la production de DMA. Celle-ci peut représenter l'atteinte d'un objectif cible, comme une qualité d'eau (ex. : Directive 019 (MDDEP, 2012)⁴ ou Règlement sur les Effluents de Mines de Métaux (Ministère de la Justice, 2017)), un flux d'oxygène maximum atteignant les résidus réactifs ou un niveau de nappe phréatique minimum à respecter.

L'efficacité de la technique par rapport à un paramètre (ex. : flux d'oxygène ou concentrations en métaux dissous) est aussi souvent utilisée comme indicateur de performance. Elle représente une valeur (souvent après restauration) par rapport à une valeur initiale (dans ce cas, avant restauration).

Les méthodes permettant de mesurer des paramètres liés à la performance de la nappe surélevée sont principalement liées à la géochimie de l'eau interstitielle et de l'effluent, à la migration de l'oxygène et au niveau phréatique. Elles peuvent évaluer directement la production de DMA, évaluer les taux d'oxydation des sulfures, les types de mécanismes réactionnels impliqués ou d'autres paramètres (ex. : niveau phréatique) liés à la performance.

2.2.2.1 Méthodes utilisant la géochimie

Suivi de la qualité de l'eau

Le suivi de la qualité de l'eau interstitielle et de l'effluent sert directement à évaluer si une technique de restauration contrôle le DMA ou pas. Des calculs d'équilibre thermodynamique (i.e., calcul des indices de saturation des minéraux) sont souvent

⁴ Des critères de la Directive 019 sont spécifiés au Chapitre 5

requis afin de déterminer si la qualité d'eau est influencée par la précipitation ou dissolution de contaminants.⁵

Méthode des sulfates

La méthode des sulfates vise à utiliser la concentration en produits d'oxydation dans l'effluent pour calculer le flux d'oxygène considéré équivalent à l'oxygène consommé par la réaction d'oxydation de la pyrite par l'oxygène (Équation 1.1 ; Bussière *et al.*, 2004 ; Elberling *et al.*, 1994).

Mesures des compositions isotopiques $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ et $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ des sulfates

Des analyses isotopiques permettent d'étudier le mécanisme d'oxydation des sulfures, soit utilisant l'oxygène ou le fer ferrique comme oxydant. Les fractions de ^{18}O dans les sulfates et dans l'eau sont similaires dans le cas d'oxydation par le fer ferrique, tandis qu'elle diffère lorsque les sulfures sont oxydés avec le dioxygène (Heidel et Tichomirowa, 2011). L'oxydation des sulfures par le fer ferrique peut aussi résulter en un enrichissement en ^{32}S des sulfates produits et suggère une incorporation préférentielle de ^{34}S du soufre élémentaire produit en solution par rapport aux sulfures oxydés (Heidel et Tichomirowa, 2011 ; Thurston, Mandernack et Shanks Iii, 2010).

Mesures des concentrations de Fe^{2+} et de Fe^{3+} dissous

Des mesures de la spéciation du fer dissous sous forme Fe^{2+} ou Fe^{3+} peuvent aussi servir à déterminer les mécanismes d'oxydation des sulfures impliqués, car de plus fortes concentrations en Fe^{3+} provoquera davantage d'oxydation des sulfures par le Fe^{3+} (voir équation 1.2 ; Holmes et Crundwell, 2000 ; McKibben et Barnes, 1986 ; Williamson et Rimstidt, 1994). Parmi les méthodes les plus répandues pour

⁵ Les modélisations d'équilibre thermodynamiques sont davantage expliquées au Chapitre 5

déterminer les concentrations de Fe^{2+} dans les échantillons aqueux de DMA, on compte la colorimétrie avec le 1,10-phénanthroline et le dosage par spectrophotométrie. La colorimétrie avec l'acide 5-sulfosalicylique et le dosage par spectrophotométrie peut être utilisée pour évaluer les concentrations de Fe^{3+} dissous. La titration avec le dichromate, la spectrométrie d'absorption atomique et la spectrométrie au plasma à couplage inductif (ICP) (Paipa *et al.*, 2005).

2.2.2.2 Mesure des flux d'oxygène

Essais de consommation d'oxygène modifiés

L'essai de consommation d'oxygène est effectué en mesurant la diminution en régime permanent de la concentration d'oxygène dans un espace fermé au-dessus de résidus miniers réactifs pendant 2 à 3 heures. Elle basée sur la deuxième loi de Fick (Elberling *et al.*, 1994). Cet essai a été modifié pour des résidus où un recouvrement a été installé⁶ (Dagenais *et al.*, 2012).

Mesure de l'oxygène gazeux interstitiel

La mesure de l'oxygène gazeux interstitiel du recouvrement⁷ peut être effectuée pour évaluer les flux diffusifs d'oxygène. Celle-ci peut être évaluée avec la première loi de Fick (Équation 2.16), en connaissant le D_e (déterminé expérimentalement ou estimé avec les équations) et en mesurant le gradient de concentration d'oxygène dans le recouvrement (Elberling, Nicholson et David, 1993). La méthode du gradient est applicable en régime permanent autant dans un matériau inerte que réactif (Demers, 2008).

⁶ La 2^e loi de Fick et l'essai de consommation d'oxygène modifié sont respectivement présentés au Chapitre 4 et à l'annexe A

⁷ Les mesures de l'oxygène gazeux interstitiel sont décrites à l'annexe A et au Chapitre 4

2.2.2.3 Mesure du niveau phréatique

Le niveau phréatique est un paramètre déterminant lié à la performance de la technique de la NPS (voir Section 2.2.1) même s'il n'est pas lié directement à une mesure de la réactivité ou de processus. Celui-ci peut être mesuré à partir de piézomètres ou de pointes filtrantes⁸.

2.3 Le site minier abandonné Manitou

L'historique et les principaux travaux de recherche en lien avec les travaux de restauration du site Manitou sont présentés dans ce qui suit. Suite à cette revue, il a été constaté que certaines informations sont manquantes et ne se retrouvent pas dans les travaux précédents. Pourtant, ces informations sont importantes afin de permettre d'atteindre les objectifs mentionnés dans l'introduction. C'est pourquoi des travaux de caractérisation supplémentaires pour mieux déterminer la géologie et les propriétés des matériaux du site ont été réalisés et sont aussi présentés dans cette section.

2.3.1 Historique du site Manitou

Le site minier Manitou est situé à l'est de la ville de Val d'Or, QC, Canada. Une mine y a été exploitée de 1942 à 1979 et du minerai provenant d'autres mines y a été traité et déposé du début des années '70 jusqu'en 1989. Le gisement a produit 8 360 000 tonnes de minerai de Zn-Ag-Pb et 4 012 000 tonnes de cuivre qui ont donné 335 000 tonnes de zinc, 36 000 tonnes de cuivre, 26 tonnes de plomb, 21 000 000 onces d'argent et 300 000 onces d'or (Aubertin *et al.*, 1999b ; Bernier *et al.*, 1997). Depuis 1942, les détenteurs des concessions minières ont été Golden Manitou Mines, Barvue Mines Ltd, Manitou Barvue Mines Ltd, Société minière Louvem Inc., SOQUEM, Ressources Ste-Geneviève Ltée, Norebec-Manitou Inc. et ITEC Minéraux. Suite à des

⁸ La technique de mesure des niveaux phréatiques utilisée dans cette étude est décrite à l'annexe A

problèmes financiers de la société propriétaire en avril 2002, le site est devenu propriété du Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec.

Ce site contient 11 millions de tonnes de rejets miniers fortement générateurs d'acide qui couvraient avant les travaux de restauration une superficie de 191 hectares (Aubertin *et al.*, 1999b ; Bussière *et al.*, 2011). À l'origine, les résidus étaient déposés au sud des bâtiments sans mesure de confinement. L'ajout de digues constituées de résidus réactifs à l'est du parc employant la méthode amont a été effectué par étapes entre les années '50 et '70. Des ruptures de digues se sont produites en 1972, 1976, et vers 1987-1988, répandant les résidus dans le lit du ruisseau Manitou, puis jusqu'à la rivière Bourlamaque (Tassé et Germain, 1999). Dans les années '70, des digues sont construites à l'ouest des résidus, donnant naissance au parc A. Par la suite, le parc à résidus B est construit en contrebas du parc A. Cependant, les digues sont instables et des résidus continuent de se déverser vers l'ouest en direction du ruisseau Manitou. Le site Manitou contribue depuis plus d'une trentaine d'années à la contamination du bassin versant de la rivière Bourlamaque et générant avant sa restauration des lixiviats ayant un pH entre 2 et 5 et de fortes concentrations en métaux lourds, particulièrement en fer et en zinc. Les résidus sont très hétérogènes au niveau du contenu en sulfures et en granulométrie, en raison de leur provenance, de leur niveau d'oxydation et de leur épandage conséquent à l'absence ou aux bris de digue. De façon générale, les parcs A et B présentent des résidus plus grossiers et la zone d'épanchement présente des résidus plus fins et un degré de saturation en eau plus important (Bussière *et al.*, 2008).

Diverses études effectuées dans les trois dernières décennies (Aubertin et Bussière, 1991 ; Aubertin *et al.*, 1995, 1999b ; Aubertin et Chapuis, 1990 ; Bernier, 1997 ; Journeaux Bédard & Assoc. Inc., 2004, 2005, 2007 ; Pabst, 2011 ; Tassé et Germain, 1999, 2003) ont mené à proposer un plan de restauration du site intégré dans une entente entre le Ministère des Ressources Naturelles et la société minière Agnico-

Eagle (Demers *et al.*, 2013a). La technique de restauration sélectionnée pour les zones du site de plus faible élévation consiste à rehausser le niveau phréatique et à recouvrir les résidus Manitou de rejets de concentrateurs de la mine Goldex sous forme de pulpe à 50% solide pour former une couverture monocouche d'au moins un mètre d'épaisseur. Une quantité de 23 Mt de résidus de la mine Goldex avait prévue être déposée sur le site au départ (Cyr, 2007), mais celle-ci sera différente suite à des modifications au niveau des réserves de la mine et au niveau de la technique de restauration des zones de topographie élevée du site. Les travaux de restauration visent à rehausser le niveau phréatique, neutraliser en partie l'acidité et créer une barrière à l'oxygène pour empêcher les réactions générant le DMA.

Les travaux de préparation ont débuté en 2006. Plus de 10 km de fossés ont été creusés pour réduire le volume d'eau au contact des résidus miniers et détourner les eaux contaminées vers le ruisseau Manitou et la rivière Bourlamaque. La superficie du bassin versant du site Manitou a été réduite de 1 700 à 690 hectares. L'excavation de résidus dans un segment la rivière Bourlamaque et autour du ruisseau Manitou a été effectuée. La topographie du site a été reprofilée et des digues ont été construites pour contenir les résidus Goldex. Le site a été subdivisé en différentes section qui seront restaurés de façon séquentielle. Le parc 1 contient les parcs originaux A et B circonscrits par des digues, ainsi que des épanchements et un bassin qui se déverse dans un fossé longeant le sud des parcs 2, 3 et 4 qui sont eux-aussi des zones d'épanchement du site (Figure 2.5). L'eau traverse ensuite un bassin de décantation et un delta avant d'aboutir à la rivière Bourlamaque. Ce projet focalise sur le parc 2, isolé du parc 1 par une digue et ceinturé au nord et au sud par des fossés. L'exutoire vers le parc 3 consiste en un enrochement dans la couverture.



Figure 2.5 Localisation des rejets miniers sur le site Manitou, incluant les zones de dépôt originales parcs A et B, ainsi que les nouvelles subdivisions pour la restauration : parcs 1, 2, 3 et 4 (gracieuseté d’Agnico-Eagle; photo de 2013 et données de 2017; les tirets rouges représentent les frontières entre les différentes zones du site)

Le dépôt des résidus Goldex a débuté en septembre 2008. Les travaux de restauration du parc 2 ont été effectués en 2009 avec 828 000 tonnes de résidus Goldex sur la zone principale et 198 000 tonnes sur le parc 2A (où est située la station 13; voir Chapitre 5). À ce jour, la plupart des zones d’épandage et la fosse sont restaurées, tandis que la mise en place d’une couverture à effet de barrière capillaire (CEBC) est prévue sur les parcs A et B en hauteur. Les travaux de restauration devaient se poursuivre initialement sur 12 ans. Par contre, ils ont été stoppés sur une certaine période entre octobre 2011 et septembre 2013 suite à un arrêt de la mine Goldex et ont été restructurés suite à sa réouverture et la décision de mettre en place une CEBC sur les zones élevées.

2.3.2 Principaux travaux de recherche antérieurs en lien avec la restauration du site Manitou

Les premiers travaux de recherche sur la restauration du site Manitou visaient principalement à évaluer la performance d'une CEBC ayant une couche de rétention d'eau constituée de rejets miniers non réactifs ou de till sur des résidus Manitou non oxydés. Ils ont débuté avec une caractérisation des résidus et des essais en colonnes contrôle avec une CEBC ayant une couche de rétention d'eau constituée de résidus Sigma de différentes granulométries pouvant être amendés de bentonite ou de till (Aachib, 1997 ; Aachib *et al.*, 1993, 1994 ; Aubertin *et al.*, 1995, 1999a ; Joanes, 1999). Une bonne performance des recouvrements, mais qui varie selon les matériaux, a été observée. Des cellules terrain expérimentales contrôle et reprenant cinq configurations des colonnes avec CEBC ont aussi été efficaces pour limiter la production de DMA (Aubertin *et al.*, 1999b ; Bussière, 1999 ; Bussière *et al.*, 2007). L'eau d'écoulement des cellules avec CEBC avait un pH neutre et des concentrations de SO₄, Fe, Zn, Cu et Al un à sept ordres de grandeur plus faibles que celles de la cellule contrôle générant du DMA. Une modélisation de transport réactif des cellules terrain a été effectuée (Molson *et al.*, 2008). Les simulations ont montré que la production de DMA a été contrôlée et le serait probablement à long terme (sur 100 ans) par la couche de rétention d'eau de la CEBC maintenue près de la saturation qui a réduit les taux de diffusion d'oxygène vers les résidus Manitou. Suite aux résultats de ces travaux, une CEBC constituée de résidus miniers non générateurs de contaminants a été construite au site LTA. L'approche globale de conception consistait principalement en une caractérisation physique, minéralogique et hydrogéologique des matériaux de recouvrement et des résidus LTA, de modélisations physiques en colonne, de modélisations numériques des essais en colonnes, de cellules terrain expérimentales et de simulation numériques des conditions in situ; ces travaux ont inspiré l'approche de conception de plusieurs autres projets par la suite.

Une combinaison d'études a servi à identifier un scénario de restauration adéquat pour le site Manitou (Demers *et al.*, 2013a). La première étape consistait en un suivi hydrogéologique de trois ans sur le terrain avec un réseau de 30 piézomètres installés en 2008. La connaissance du comportement actuel et futur du site modifié par l'apport d'eau de procédé et le dépôt des résidus Goldex est nécessaire pour prévoir les nouvelles conditions d'équilibre du site. Les analyses montrent que les fluctuations naturelles du niveau d'eau sont de quelques centimètres à près d'un mètre. Le dépôt des résidus Goldex sur le site Manitou a engendré des augmentations du niveau piézométrique à proximité de la zone de dépôt, quoique sur le parc A (i.e., le principal lieu de dépôt des résidus Manitou à l'origine), de 1,33 à 5,99 m d'épaisseur des résidus Manitou demeurent dans la zone vadose. Des forages ont également fourni des informations sur la structure géologique du site (Bussière *et al.*, 2009, 2011). Une modélisation hydrogéologique en régime transitoire a été effectuée avec HydroGeoSphere (Therrien *et al.*, 2010) pour évaluer le comportement hydrogéologique du parc 1 sous différents scénarios de dépôt et estimer la position probable de la nappe phréatique à la fin du dépôt de résidus Goldex à différents endroits (Broda *et al.*, 2014). Des prédictions sur 100 ans et avec périodes de sécheresses sur deux mois en été ont simulé des niveaux phréatiques qui varient à des profondeurs de 0.5 à plus de 6 m sous l'interface des résidus Manitou et Goldex, tandis que la nappe devrait se trouver à l'interface pour contrôler la génération de DMA (Demers *et al.*, 2013a). Les résultats montrent que la technique de la NPS avec recouvrement monocouche est intéressante pour les zones basses du site, mais comporte des limitations pour les zones surélevées.

Une deuxième étape a consisté à la caractérisation des matériaux pour évaluer des propriétés nécessaires à l'optimisation du scénario de restauration. Des matériaux échantillonnés (résidus Goldex et Manitou, formations argileuses et till) ont été caractérisés pour leurs paramètres physiques (distribution granulométrique, densité spécifique, surface spécifique), géochimiques (composition chimique, bilan acide-

base, composition minéralogique) et hydrogéologiques (courbe de rétention d'eau, valeur d'entrée d'air, conductivité hydraulique saturée) (Bussière *et al.*, 2008, 2009 ; Pabst, 2011).

Une troisième étape a consisté à des essais en colonne permettant d'évaluer l'évolution de la qualité de l'eau, de paramètres hydrogéologiques et de flux d'oxygène pour plusieurs configurations de couverture. Treize colonnes ont été mises en place, comprenant trois témoins, une avec CEBC et neuf avec des recouvrements monocouches. Différents paramètres ont été testés, dont les caractéristiques des résidus Manitou (grossier avec 5,8 %S ou fin avec 15,4 %S), la granulométrie des résidus Goldex, la présence d'un amendement alcalin sur les résidus Manitou, la présence de résidus Manitou oxydés, l'épaisseur du recouvrement et la profondeur de la nappe phréatique (1,9, 0,5 ou 0 m sous l'interface des résidus Goldex et Manitou). Les principaux résultats ont montré que la CEBC contrôle rapidement le DMA, tandis que la couverture monocouche n'est efficace que si la nappe phréatique se situe à l'interface entre les résidus Manitou et Goldex et nécessite plus de temps avant d'obtenir une performance semblable. Selon les résultats de ces essais, un recouvrement de 1 m de résidus Goldex présente des flux d'oxygène et des concentrations en métaux un peu plus faibles qu'un recouvrement de 0,5 m. La présence d'amendement alcalin et de résidus oxydés n'a pas eu d'impact significatif sur la qualité des lixiviats de ces essais. Les résultats ont fourni des informations pertinentes pour sélectionner le scénario final de restauration (Bussière *et al.*, 2008, 2009, 2011, 2012). Deux colonnes témoin et avec couverture monocouche plus fine (30-40 cm) ont également été installées afin d'étudier davantage le comportement hydrogéochimique des résidus réactifs et de contribuer à des simulations numériques (Pabst 2011). Une désaturation du recouvrement et des résidus liée à l'évapotranspiration est observée dans les colonnes et les résidus ont continué à générer du DMA (Pabst, 2011 ; Pabst *et al.*, 2014).

Une quatrième étape consistait à réaliser des modélisations numériques de scénarios de restauration représentatives du terrain pour déterminer le comportement à long terme des résidus Goldex et Manitou. Les données des colonnes mentionnées ci-dessus ont été utilisées pour le calage des paramètres des modèles. Les mouvements de l'eau et de l'oxygène à travers les matériaux pour les conditions de laboratoire et sur le terrain ont été simulés afin d'évaluer les performances de la couverture (Pabst, 2011 ; Pabst *et al.*, 2017a). La modélisation hydrogéochimique à l'aide de Min3P (Mayer *et al.*, 2002) a été réalisée pour simuler la qualité des effluents des colonnes dans des conditions représentatives du terrain (Pabst, 2011 ; Pabst *et al.*, 2017b). Les différentes profondeurs de nappe phréatique simulées (-1 à -6 m) avaient un impact significatif sur le flux d'oxygène et la saturation du recouvrement, mais ne permettaient pas selon les simulations de contrôler la production de DMA. Une couverture épaisse faisait varier le degré de saturation de manière moins brusque et était moins sensible aux variations des conditions climatiques. La granulométrie des résidus réactifs avait généralement peu d'influence sur le comportement de la couverture. Une couverture bicouche (couche de rétention d'eau sur bris capillaire) pouvait s'avérer une solution adéquate avec un contrôle des effets de l'évaporation sur sa désaturation. Les modélisations hydrogéochimiques ont montré qu'un recouvrement monocouche fait de résidus Goldex n'arrive pas à contrôler la production de drainage minier acide des résidus Manitou pour des niveaux phréatiques de 1 mètre et plus sous l'interface entre les résidus Manitou et Goldex et que l'installation d'une CEBC représentait une meilleure solution. Les simulations ont montré un effet marqué de l'évapotranspiration sur le comportement des rejets sous la couverture monocouche après 10 ans (Pabst *et al.*, 2017b) et que les critères d'efficacité utilisés pour des recouvrements sur des résidus frais ne peuvent être directement applicables pour des résidus pré-oxydés.

L'analyse des eaux dans les 30 piézomètres de l'étude de Bussière *et al.* (2008, 2009, 2011, 2012) a été effectuée de 2009 à 2011 et une analyse en composantes principales

a été réalisée (Maqsooud *et al.*, 2016). Les résultats ont clairement montré un impact bénéfique, à tout le moins à court terme, du dépôt des résidus Goldex sur la qualité de l'eau de la zone du site Manitou contaminée, malgré le fait que le site n'est pas complètement restauré. La conductivité électrique de l'eau et la concentration des principaux éléments métalliques dissous diminue considérablement dans les zones contaminées lors du dépôt des résidus Goldex.

D'autres études ont porté plus spécifiquement sur l'influence des caractéristiques physico-chimiques des résidus Manitou sur leur réactivité à l'oxygène. Des essais réalisés ont été interprétés à l'aide d'un logiciel numérique pour déduire les valeurs du coefficient de diffusion effectif D_e et du coefficient du taux réaction K_r de l'échantillon. Des travaux terrain, des essais de diffusion et de consommation d'oxygène ainsi que des essais en colonnes ont déterminé que la présence d'eau joue un rôle très important sur la diffusion d'oxygène ainsi que sur la réactivité des matériaux. La granulométrie, la porosité et le contenu en pyrite sont également des facteurs prépondérants sur la réactivité des matériaux (Gosselin, 2007 ; Gosselin, Aubertin et Mbonimpa, 2007 ; Gosselin *et al.*, 2012). D'autres essais de diffusion et de consommation d'oxygène ont été réalisés sur des résidus Manitou oxydés et non oxydés et Goldex, ainsi que sur des mélanges de ces résidus (Toussaint, 2016). Les valeurs de K_r étaient plus faibles avec de plus grands diamètres équivalents des résidus et étaient moins influencées par la teneur en pyrite qu'anticipé. On observe aussi un impact du degré de saturation sur K_r . Les résultats montrent une valeur de K_r souvent surestimée par le modèle prédictif de Collin (1987) et une correction du modèle est proposée.

Tableau 2.2 Sommaire des principaux travaux de recherche en lien avec la restauration du site Manitou

Sujet de l'étude	Méthodes employées	Auteur	Principaux résultats ou constats
Évaluation de l'efficacité d'une CEBC	7 colonnes avec CEBC et 2 témoins	Aachib (1997), Aachib <i>et al.</i> (1993, 1994), Aubertin <i>et al.</i> (1995, 1999a), Joanes (1999)	Les colonnes et cellules témoin produisent du DMA riche en Fe, Zn et Cu. Bonne performance des recouvrements qui varie selon les matériaux. Peu ou pas d'oxydation des résidus Manitou observée. La modélisation précise les phénomènes se produisant.
	6 cellules de terrain avec CEBC et témoin	Aubertin <i>et al.</i> (1999b), Bussière (1999), Bussière <i>et al.</i> (2007)	
	Modélisation numérique de transport réactif des cellules de terrain	Molson <i>et al.</i> (2008)	
	Modélisation hydrogéologique du parc 1	Broda <i>et al.</i> (2014)	La technique de la NPS est intéressante pour les zones basses du site Manitou mais comporte des limitations pour les zones surélevées.
	Essais en colonnes	Bussière <i>et al.</i> (2008, 2009, 2011, 2012), Demers <i>et al.</i> (2013a)	La NPS n'est efficace que si le niveau phréatique est à l'interface des résidus Manitou et Goldex.
	Essais en colonnes	Pabst (2011), Pabst <i>et al.</i> (2014)	Un niveau phréatique de 1 m et moins sous l'interface entre les résidus Manitou et Goldex ne contrôle pas la production de DMA. L'évapotranspiration a un
	Modélisations numériques de migration de l'O ₂ et de transport réactif	Pabst (2011), Pabst <i>et al.</i> (2017a, 2017b)	

Tableau 2.2 Suite

Sujet de l'étude	Méthodes employées	Auteur	Principaux résultats ou constats
Prédiction... (suite)			grand impact sur la performance de la NPS.
Suivi de l'impact de la restauration sur le site	Analyse en composantes principales des résultats de qualité d'eau	Maqsoud <i>et al.</i> (2016)	Amélioration de la qualité de l'eau
Évaluation de la réactivité à l'oxygène des résidus Manitou	Essais au laboratoire et sur le terrain	Gosselin (2007), Gosselin <i>et al.</i> (2012)	La présence d'eau, granulométrie, porosité et teneur en pyrite influencent l'apport d'O ₂ et la réactivité
	Essais au laboratoire	Toussaint (2016)	K _r est souvent surestimé par le modèle prédictif auquel une modification est proposée.

2.3.3 Géologie du parc 2 du site Manitou

Des connaissances sur la géologie du site Manitou sont nécessaires à plusieurs aspects de cette étude. Le contexte géologique sera utile pour caractériser la minéralogie des résidus. La littérature sur les dépôts meubles et l'obtention de données stratigraphiques du site mèneront à la fabrication d'un modèle géologique du site qui sera ensuite utilisé dans ces travaux pour effectuer des modélisations hydrogéologiques (voir Chapitre 3).

2.3.3.1 Contexte géologique du site

Le gisement polymétallique (Zn-Cu-Pb-Au-Ag) de sulfures massifs volcanogéniques Manitou a été découvert en 1923. La minéralisation de chalcopryrite, de sphalérite, d'or, de galène, d'argent, de pyrite et d'arsénopyrite est massive et disséminée. Le gisement était encaissé dans des roches pyroclastiques felsiques de composition rhyolitique et recoupés par plusieurs sills de diorite et gabbro. La zone comporte une série volcanique sous-marine (laves, pyroclastites et sills) appartenant, pour l'essentiel, à la formation de Val d'Or bordée, au nord, par un pluton constitué de roche de type granitique et, au sud, par une bande de roches volcaniques mafiques. À la base, on retrouve des basaltes à amphiboles et épidote. Ensuite, on retrouve des laves intermédiaires et felsiques, des pyroclastites grossières généralement felsiques et monogéniques, et des sills hypovolcaniques de diorite. Au sommet, on retrouve la formation de Héva, avec des basaltes évolués hyperalumineux d'affinité tholéiitique plus franche (Aubertin *et al.*, 1999b ; Girault, 1986).

Les dépôts meubles qui recouvrent le socle rocheux dans le secteur à l'étude sont principalement formés d'une séquence composée de till glaciaire à la base, surmontée de sédiments glacio-lacustres composés d'argile et de silt, puis de sédiments sublittoraux composés de sable et de sable silteux. La séquence est complétée par des dépôts organiques de tourbe (Paradis, 2007).

2.3.3.2 Données stratigraphiques du site

Trois forages ont été réalisés lors de l'installation de piézomètres sur le parc 2 par Bussière *et al.* (2009, 2011) et des tranchées ont été effectuées à chacune des 13 stations⁹ installées sur le site (Figure 2.6). Des forages supplémentaires ont été effectués les 12 et 13 septembre 2013 avec une foreuse à percussion 66DT de Maikan Environnement (Rivière-Héva, Qc; Figure 2.7). Les forages ont été effectués avec des tubes de 6,35 cm de diamètre et d'une longueur de 1,524 m et des tubes d'échantillonnage de 1,54 cm de diamètre.

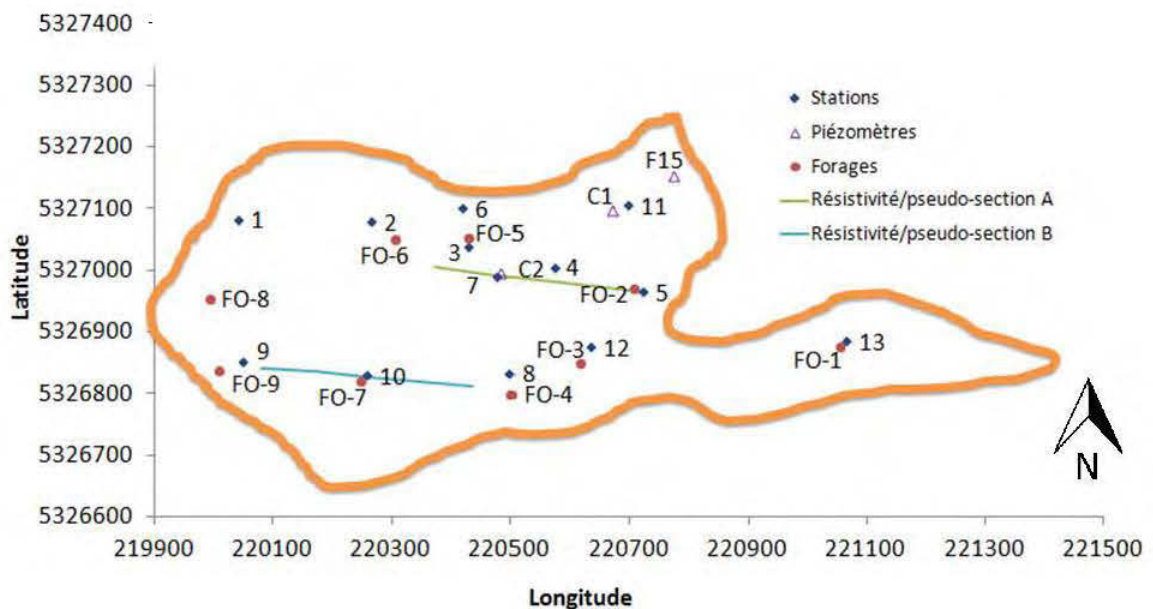


Figure 2.6 Localisation des stations de mesure, des piézomètres, des forages et des levés de résistivité effectués pour cette étude au parc 2 du site Manitou (MTM NAD 83)

⁹ L'instrumentation des stations est présentée à l'annexe B et au Chapitre 4



Figure 2.7 Forage environnemental et installation des électrodes du sondage électrique pour les mesures de résistivité

Les forages ont été effectués à quelques mètres des stations afin de ne pas endommager l'équipement. La carte présentée à la Figure 2.6 montre les coordonnées des forages et des stations. Les forages effectués lors de la mise en place de piézomètres en mai et juin 2008 sont aussi indiqués. Seul le forage 8 a été effectué un peu plus loin de la station 1 étant donné une mauvaise stabilité du terrain.

Les altitudes des couches de rejets et des couches géologiques du sous-sol déterminées par les tranchées, les forages des 12 et 13 septembre 2013 et les forages des piézomètres effectués en mai et juin 2008 sont présentées à la Figure 2.8 (voir Figure 2.7 pour la localisation). Aucun forage n'a été effectué près des stations 4, 6, 7 et 11. Les couches sous-jacentes aux résidus Manitou sont donc inconnues. L'épaisseur de la couche de résidus Goldex est inconnue aux piézomètres comme les forages sont antérieurs à sa mise en place. Les formations argileuses (argile dans la figure) sont formées principalement d'argiles, mais contiennent des couches de silt surtout dans la partie supérieure. Comme la roche-mère n'a pas été nécessairement atteinte avec les forages à percussion, celle-ci a été estimée à 2 mètres sous la base du forage pour les utilisations futures de ces données.

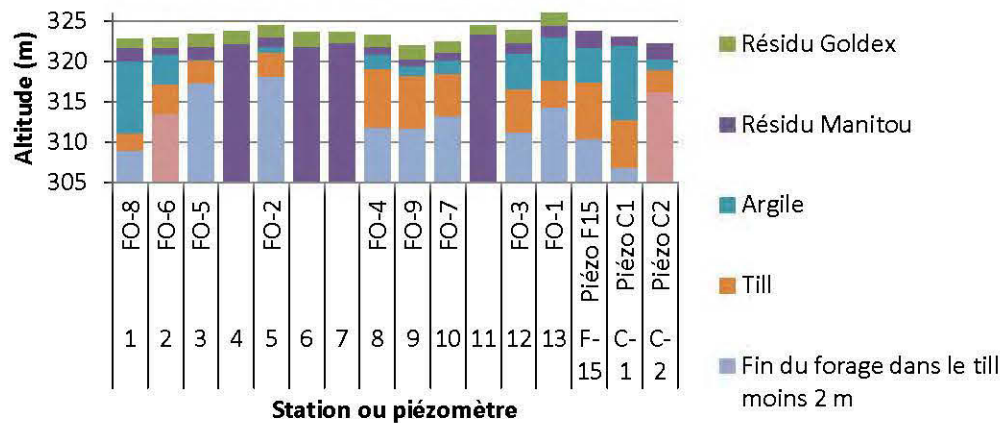


Figure 2.8 Altitudes des interfaces entre les différentes couches de matériaux déterminées par tranchées et forages

Géophysique (résistivité)

Deux sondages électriques ont été effectués dans cette étude dans le but de déterminer la distribution de la résistivité du sous-sol en effectuant des mesures à partir de la surface du sol. La résistivité du sous-sol est reliée à divers paramètres géologiques telles que la minéralogie, la teneur en eau/liquide et sa composition, la porosité et le degré de saturation (Loke, 2004). Les mesures de résistivité électrique ont été utilisées pendant de nombreuses décennies dans les domaines de l'hydrogéologie, l'exploitation minière et les études géotechniques. Depuis peu, elle est aussi utilisée pour les études environnementales (Loke, 2004).

Le but des sondages électriques était d'abord de vérifier si ceux-ci peuvent donner des informations pertinentes sur la stratigraphie d'un parc à résidus miniers. Si cette condition est vérifiée par comparaison avec les forages à proximité, les résultats seront utilisés pour la modélisation des objets du sous-sol. L'avantage de cette technique, comparativement aux forages qui donnent un résultat ponctuel des couches du sous-sol, est l'obtention de données linéaires qui, dans le cas présent, sont étendues sur 360 mètres de longueur.

Les travaux de géophysique ont été effectués par l'équipe du Groupe de Recherche sur les Eaux Souterraines de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. L'appareil et les logiciels utilisés pour ces sondages étaient les suivants :

- Appareil utilisé : *SYSCAL Pro SWITCH 72* conçu par *IRIS Instruments* (avec 72 électrodes, espacées de 5m chacune);
- Logiciel de traitement (ou d'inversion) : *RES2DINV 3.59.106* de *GEOTOMO SOFTWARE*;
- Logiciel pour configurer les séquences : *ELECTRE II* d'*IRIS Instruments*.

La Figure 2.6 présente la localisation des deux levées de résistivité par rapport aux stations et aux forages. Trois configurations ayant chacune un processus d'acquisition des données différent ont été utilisées sur des distances de 360 mètres : Wenner (qui offre une résolution accrue), Schlumberger (qui cible surtout les structures horizontales) et dipôle-dipôle (avec laquelle le nombre de données est accrue mais la résolution moindre).

Résultats

Les résultats des levées de la pseudo-section A sont présentés à la Figure 2.9 et ceux de la pseudo-section B à la Figure 2.10. Leur interprétation est basée selon les données théoriques suivantes (Loke, 2004) :

- les valeurs allant de 0 à 150 seraient associées aux résidus Manitou, aux résidus Goldex, à l'argile et probablement au limon;
- les valeurs allant de 150 à 1400 seraient associées au till; et
- les valeurs supérieures à 1400 seraient associées au substrat rocheux.

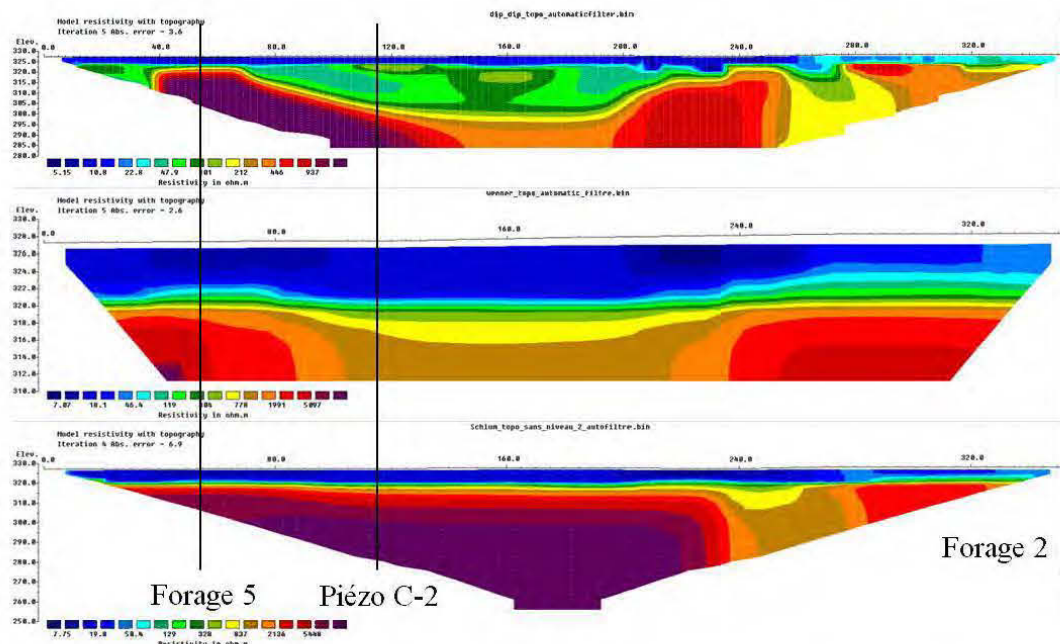


Figure 2.9 Résultats de résistivité de la pseudo-section A (17 oct. 2013) avec les configurations a) dipôle-dipôle, b) Wenner et c) Schlumberger

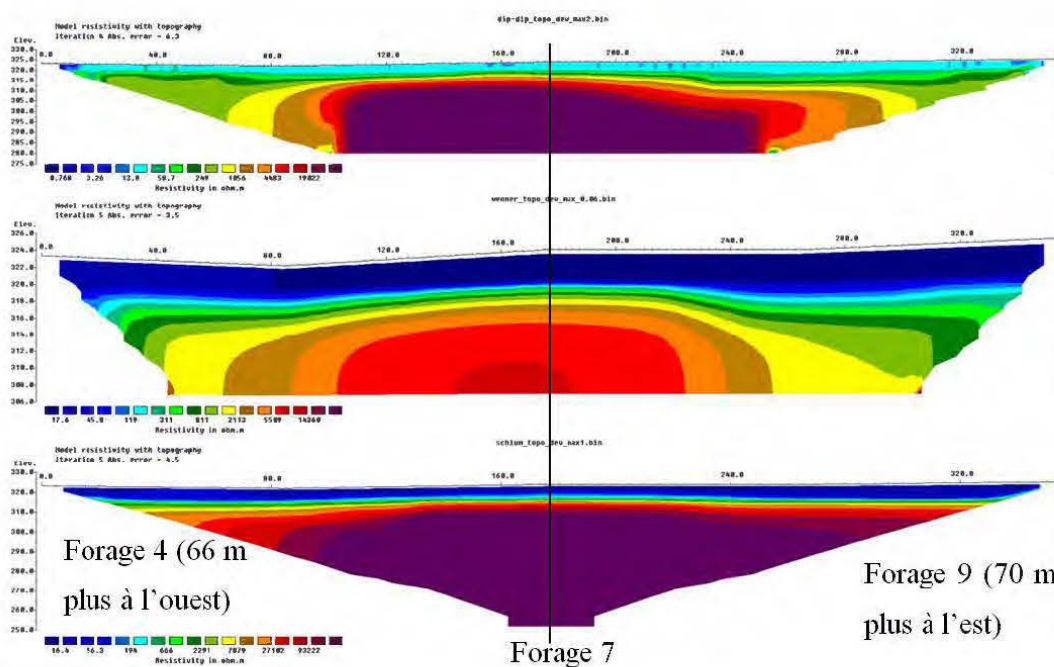


Figure 2.10 Résultats de résistivité de la pseudo-section B (30 oct. 2013) avec les configurations a) dipôle-dipôle, b) Wenner et c) Schlumberger

La résistivité électrique permet de faire ressortir les grandes tendances des contextes stratigraphiques sur une distance de près de 360 mètres, et non d'obtenir de l'information de haute précision. Les extrémités (horizontales à 0 et 360 mètres et en profondeur) sont moins précises qu'au centre et en surface de la pseudo-section, car moins de données y sont collectées. Vraisemblablement, il est permis de distinguer le roc, le till et les dépôts fins (formations argileuses et résidus miniers). La précision des altitudes est d'environ ± 5 mètres. Les deux types de résidus miniers ne semblent pas différenciables comme ils se concentrent tous deux en surface sur moins de 5 m de profond et la similitude de leurs caractéristiques.

De grandes différences persistent entre les configurations suite à l'inversion des données. Celles-ci sont reliées aux particularités de chacune. La configuration dipôle-dipôle en a) montre des données plus en profondeur que la configuration Wenner en b) qui montre des données plus en surface et a une résolution accrue. La configuration Schlumberger en c) est surtout utile pour identifier les structures horizontales, qui ne semblent pas dominer pour les levées effectuées si on se fie aux résultats en a) et b).

Les forages 2 et 5 ainsi que le C-2 sont localisés sur la pseudo-section A. On constate que le forage 2 étant situé à une extrémité de la pseudo-section, il ne peut être comparé aux résultats de résistivité. Sur la pseudo-section B, seul le forage 7 peut être comparé aux résultats. La comparaison des résultats des forages et des configurations dipôle-dipôle et Wenner sont présentés au Tableau 2.3. Les résultats de la méthode Schlumberger ne sont pas présentés, car ils sont plus applicables pour des couches horizontales et les deux autres méthodes montrent de bonnes variations des hauteurs des couches. Pour la pseudo-section A, on retrouve relativement une même altitude du roc à la station 3 avec les méthodes dipôle-dipôle et Wenner.

Tableau 2.3 Comparaison des résultats des forages et de la résistivité aux forages 5 et C-2 (pseudo-section A) et 7 (pseudo-section B). Les distances sont indiquées par rapport à la surface du sol.

Pseudo-section		Profondeur du till (m)	Rejet (fin du forage) (m)	Profondeur du roc (m)
A	Forage 5			
	Forage	3,30	4,17	-
	Dipôle-dipôle	4,8	-	9,8
	Wenner	6,4	-	7,8
	Piézo C-2			
	Forage Dipôle-dipôle Wenner			
B	Forage 7			
	Forage	4,06	7,32	-
	Dipôle-dipôle	5,6	-	8,0
	Wenner	4,0		5,3

2.3.3.3 Modèle numérique de terrain et modèle géologique de la surface des couches de matériaux du parc 2

Les informations accumulées avec les forages, la géophysique et des données géodésiques ont servi à la construction d'un modèle géologique des éléments du sous-sol du parc 2 du site Manitou. Celui-ci a été réalisé par Francine Fallara et par l'auteure de cette thèse avec le logiciel GOCAD (Paradigm, 2009.4). Les surfaces de chacune des couches des éléments du sous-sol ont été construites (Figure 2.11).

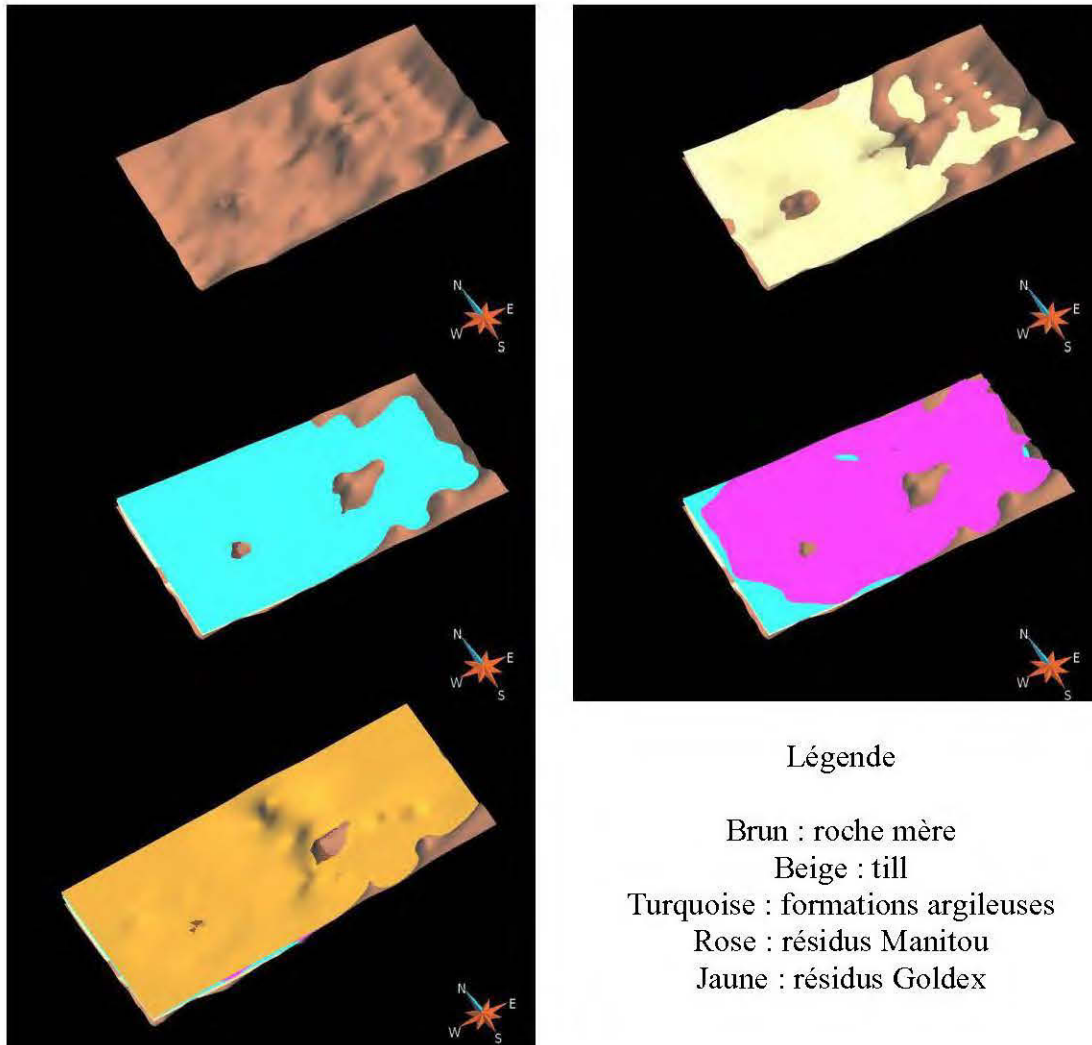


Figure 2.11 Surfaces des différentes couches de matériaux du sous-sol du parc 2 du site Manitou modélisées avec GOCAD

2.3.4 Propriétés des matériaux du parc 2 du site Manitou

Afin d'atteindre les objectifs de ce projet, un modèle hydrogéologique doit être développé à la suite du modèle géologique. Pour ce faire, les propriétés hydrogéologiques (conductivité hydraulique saturée et courbes de rétention d'eau) des différentes strates de matériaux doivent être définies. Celles-ci sont souvent reliées à certaines propriétés physiques (porosité, limites de consistance, distribution

granulométrique, densité relative des grains, surfaces spécifiques). De plus, les objectifs suivants du projet reliés aux études de la migration de l'oxygène et de la qualité de l'eau nécessitent la connaissance de propriétés chimiques (teneurs en soufre et carbone inorganique, principaux éléments chimiques, bilan acide-base) et minéralogiques des résidus réactifs et du recouvrement. Certaines de ces propriétés ont été déterminées lors d'études précédentes, tandis que d'autres étaient manquantes et ont été évaluées aux fins de la présente étude. Le Tableau 2.4 regroupe les propriétés d'intérêt, les techniques d'évaluation utilisées, ainsi que leur norme ou référence, ainsi que l'étude où elles ont été déterminées. Les résultats obtenus dans cette étude sont présentés par la suite.

Tableau 2.4 Propriétés d'intérêt évaluées pour des matériaux du site Manitou, techniques utilisées avec leurs normes ou références et sources de l'analyse des propriétés utilisées dans cette étude

Propriété	Matériau	Technique	Norme ou référence de la technique	Source où la propriété utilisée dans cette étude a été évaluée
Porosité	Résidus Goldex Résidus Manitou	Anneau volumique Teneurs en eau à saturation	Pabst (2011)	Cette étude, Maqsoud et Bussière (2010), Pabst (2011)
Limites de consistance	Formations argileuses	Méthodes d'essai normalisées	ASTM D4318-05	Cette étude
Distribution granulométrique	Résidus Goldex Résidus Manitou Formations argileuses, Till	Granulométrie laser (Malvern, type Mastersizer) Tamisage	Black, McQuay et Bonin (1996) ASTM E 11-87	Cette étude, Bussière et al. (2008)
Densité relative des grains	Résidus Goldex Résidus Manitou	Pycnomètre à hélium (Micromeritics Accupyc 1330)	ASTM D854-91	Cette étude, Bussière et al. (2008), Maqsoud et Bussière (2010)
Surface spécifique	Résidus Goldex Résidus Manitou	Analyseur selon la méthode BET (Micromeritics Gemini III 2375) Calcul	Brunauer, Emmett et Teller (1938) Chapuis et Légaré (1992)	Bussière et al. (2008) Cette étude
Teneurs en soufre et carbone inorganique	Résidus Goldex Résidus Manitou	Fournaise à induction	Pabst (2011)	Cette étude, Bussière et al. (2008), Pabst (2011)

Tableau 2.4 Suite

Propriété	Matériau	Technique	Norme ou référence de la technique	Source où la propriété utilisée dans cette étude a été évaluée
Principaux éléments chimiques	Résidus Goldex Résidus Manitou	Digestion au HNO ₃ , Br ₂ , HF et HCl et spectrométrie d'émission atomique au plasma à couplage inductif (ICP-AES)	Skoog et Leary (1992)	Cette étude, Bussière et al. (2008), Pabst (2011)
Contenu en sulfates	Résidus Goldex Résidus Manitou	Extraction avec du HCl	Sobek <i>et al.</i> (1978)	Cette étude, Bussière et al. (2008)
Bilan acide-base	Résidus Goldex Résidus Manitou	Potentiel de génération d'acidité (PA) Potentiel de neutralisation (PN) Critères d'interprétation	Sobek <i>et al.</i> (1978) Lawrence et Wang (1997) Miller, Jeffery et Wong (1991)	Bussière et al. (2008), Pabst (2011)
Identification et quantification minéralogique	Résidus Goldex Résidus Manitou	Diffraction des rayons X (DRX) Quantification avec l'approche Rietveld	Guinebretière (2002) Taylor et Hinczak (2001)	Bussière et al. (2008)
	Résidus Goldex Résidus Manitou	Microscope électronique à balayage couplé avec spectromètre à dispersion d'énergie (MEB-EDS)	Ammou (1989), Skoog et Leary (1992)	Cette étude, Bussière et al. (2011)

Tableau 2.4 Suite

Propriété	Matériau	Technique	Norme ou référence de la technique	Source où la propriété utilisée dans cette étude a été évaluée
Conductivité hydraulique saturée	Résidus Goldex Résidus Manitou Formations argileuses, Till	Essais à charge variable effectués en cellule triaxiale En moule à paroi rigide À charge variable	ASTM D5084 ASTM D5856 et D5887 ASTM D2434	Bussière et al. (2008), Pabst (2011)
	Résidus Goldex Résidus Manitou Formations argileuses, Till	Estimation avec les formules de Kozeny-Carman (KC) et Kozeny-Carman modifiée (KCM)	Chapuis et Aubertin (2003b) Mbonimpa <i>et al.</i> (2002a)	Cette étude, Pabst (2011)
Courbes de rétention d'eau	Résidus Goldex Résidus Manitou	Cellules Tempe modifiées Description avec le modèle de van Genuchten et le logiciel RETC Estimation avec le modèle de Kovacs modifié (MK)	ASTM D3152 et D2325 adapté van Genuchten, Leij et Yates (1991) Aubertin, Ricard et Chapuis (1998), Aubertin <i>et al.</i> (2003)	Pabst (2011), Bussière et al. (2008) Cette étude, Pabst (2011) Cette étude, Pabst (2011)

2.3.4.1 Caractéristiques physiques des matériaux du site Manitou

Les caractéristiques physiques d'échantillons du recouvrement du parc 2 ont été déterminées à partir de résidus échantillonnés en 2013 dans le haut de toutes les stations (environ 20 cm sous la surface; cette étude) et dans le haut et le bas des stations 1 à 8 en 2010 (Maqsood *et al.*, 2010). Les caractéristiques détaillées de résidus près de la surface (stations 1 à 8 de 2010, stations 1 à 13 en 2013) et de la base du recouvrement (station 1 à 8 en 2010) sont présentés à l'annexe A. La porosité n des résidus a été déterminée à partir de lectures à saturation des sondes à teneur en eau et avec la méthode de l'anneau volumique. Elle varie entre 0,37 et 0,55 et est en moyenne respectivement de 0,42 et 0,47 à 20 cm du bas et du haut du recouvrement. Il est toutefois étonnant de constater des porosités plus hautes ou égales à 0,5, où les résidus sont normalement en suspension, tandis que sur le terrain le recouvrement n'est pas mou. Ces valeurs sont dues à des imprécisions liées aux méthodes de mesure. La moyenne des porosités près de la surface des résidus est identique en 2010 et 2013. Les surfaces spécifiques SS ont été estimées avec une formule requérant le diamètre hydraulique (équation 2.13) ainsi qu'un facteur de forme estimé à 10 pour tous les échantillons (Chapuis et Aubertin, 2003b). Les valeurs calculées varient de 0,038 à 0,917 m²/g.

Les paramètres D_{10} , D_{30} , D_{50} et D_{60} de trois échantillons typiques de résidus fins (haut station 8), intermédiaires (haut station 5) et grossiers (haut station 10) sont présentés à la Figure 2.12; les résultats complets peuvent être trouvés à l'annexe A. Les propriétés des échantillons « haut station 8 » et « haut station 10 » ont été utilisées au Chapitre 4 pour représenter les granulométries fines et grossières des résidus Goldex sur le site. Les distributions granulométriques sont très variables, avec des D_{10} variant de 1,63 à 63,8 μm et des D_{60} de 18,2 à 182 μm . Les échantillons du bas de la station 3 et du haut de la station 7 présentent les granulométries les plus grossières avec des D_{60} de 170 et 182 μm . Une partie des échantillons semble se distinguer avec une granulométrie plus fine et des D_{60} entre 22 et 81 μm , tandis que des échantillons de

tailles de grains intermédiaires avec des D_{60} entre 104 et 150 μm . Les coefficients d'uniformité C_U montrent que les granulométries sont souvent étalées avec une moyenne de plus de 10 et des valeurs entre 2,66 et 21,4. Les coefficients de courbure C_C varient entre 0,46 et 2,52. La densité des grains D_f est uniforme de 2,71 à 2,75 g/cm^3 et n'a pas été présentée dans les tableaux. Cette uniformité est due au fait que celle-ci varie principalement selon le contenu en sulfures des échantillons, qui ici contiennent en moyenne 0,31% de soufre pour des valeurs mesurées entre 0,095 et 0,446%.

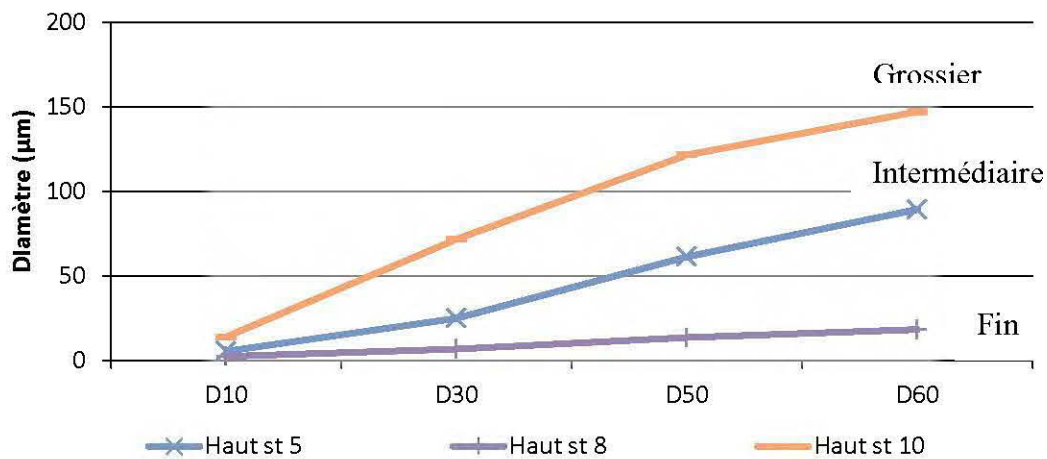


Figure 2.12 Distribution des paramètres D_{10} , D_{30} , D_{50} et D_{60} d'échantillons des résidus Goldex fins, intermédiaires et grossiers échantillonnés respectivement dans le haut des stations 8, 5 et 10

La distribution granulométrique d'échantillons de forage des résidus Manitou a aussi été caractérisée (Figure 2.13). Les paramètres D_{10} , D_{30} , D_{50} et D_{60} montrent des distributions granulométriques variables, avec des D_{10} variant de 1,88 à 20,53 μm et des D_{60} de 10,14 à 163,98 μm . Des échantillons plus grossiers ont des D_{60} entre 61 et 92 μm , tandis que d'autres plus fins présentent des D_{60} entre 10 et 41 μm . Les coefficients d'uniformité C_U montrent que les granulométries sont moyennement

étalées avec des valeurs entre 4,49 et 21,46. Les coefficients de courbure C_C varient entre 0,98 et 1,48 (voir annexe A).

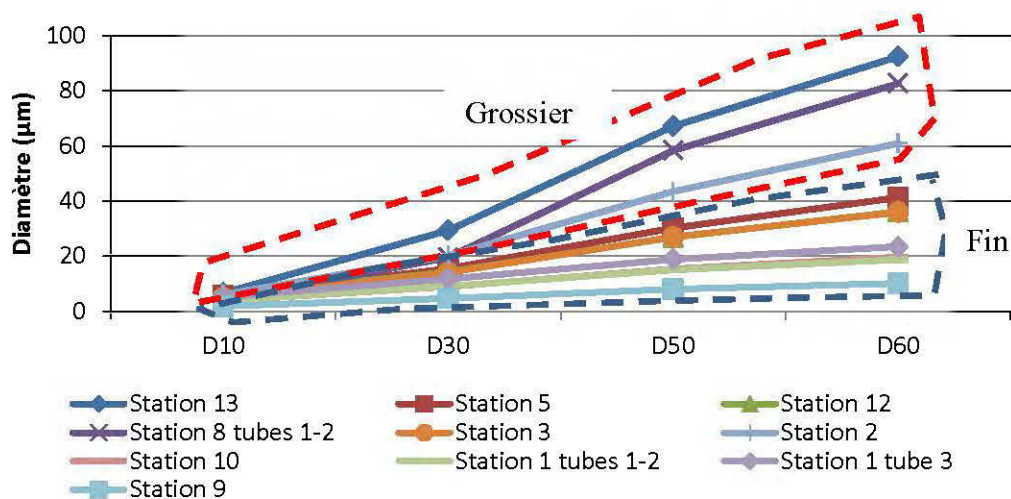


Figure 2.13 Distribution des paramètres D_{10} , D_{30} , D_{50} et D_{60} des échantillons de forage des résidus Manitou

Les limites de consistance de sept échantillons d'argiles recueillis par forage ont été évaluées (Tableau 2.5). Les limites de liquidité w_L se situent entre 16 et 49%, les limites de plasticité w_P entre 6 et 10% et les indices de plasticité I_p entre 9,6 et 41,6%.

Tableau 2.5 Résultats des limites de consistances d'échantillons d'argiles

Station	Couleur de l'argile	w_L (%)	w_P (%)	I_p (%)
13	Gris	35%	9%	26,2
12	Gris	23%	10%	12,8
8	Gris	16%	7%	9,6
2	Brun	16%	6%	10,1
10	Gris	20%	6%	14,4
1	Brun	49%	8%	41,6
1	Gris	27%	6%	21,4

2.3.4.2 Caractéristiques chimiques des résidus Manitou et Goldex

Les résidus Goldex échantillonnés à l'été 2013 de 30 à 50 cm sous la surface du recouvrement ont été soumis à des analyses à la fournaise à induction pour déterminer les contenus en soufre (limite de détection 0,009%) et en carbone (limite de détection 0,05%).

Des statistiques des résultats sont présentées dans un diagramme à la Figure 2.14 (voir annexe A pour résultats détaillés). Pour les résidus Goldex, les teneurs en carbone varient de 0,59 à 1,27% et sont en moyenne de 0,96%. Les teneurs en soufre sont incluses entre 0,095 et 0,45% et sont en moyenne de 0,31%.

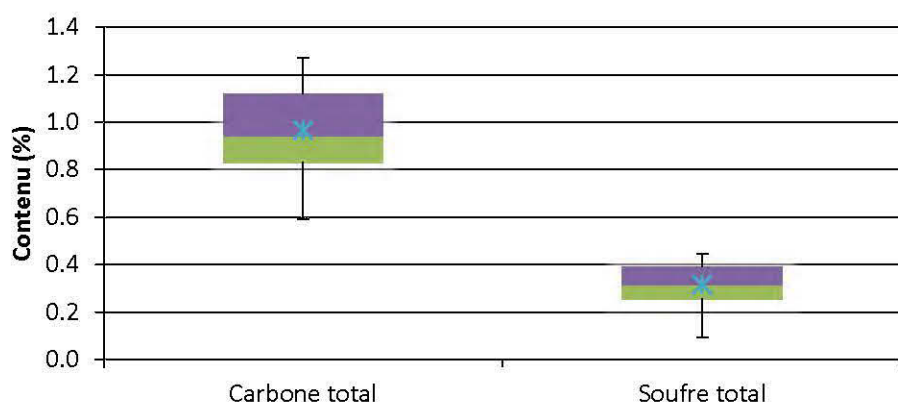


Figure 2.14 Contenus en carbone et en soufre total des 13 échantillons de résidus Goldex de 30 à 50 cm sous la surface du recouvrement (été 2013). Les quartiles, maximum et minimum sont représentés dans le diagramme en boîte, tandis que l'étoile indique la moyenne.

Le contenu des principaux éléments chimiques des échantillons Manitou du parc 2 est présenté au Tableau 2.6. Dans ces échantillons récupérés lors de forages, le contenu en soufre sous forme de sulfates varie de 0,06 à 0,91%, tandis que le contenu en soufre sous forme de sulfures varie de 0,92 à 9,06% (voir Figure 2.15). En comparaison, l'échantillon de résidus fins représentatifs des zones d'épanchement de

Bussière *et al.* (2008) avait une teneur en soufre sous forme de sulfates de 0,68% et de soufre sous forme de sulfures de 12,9%. Il est à noter que les portions oxydées et non oxydées des échantillons de forage avaient été différenciées dans l'échantillonnage de l'étude de Bussière *et al.* (2008). Par contre, dans la présente étude, les portions oxydées et non oxydées étaient difficiles à distinguer et les résidus étaient en faible quantité en raison d'une mauvaise retenue des résidus dans les tubes d'échantillonnage. Les caractéristiques chimiques et minéralogique des résidus non-oxydés caractérisés par Bussière *et al.* (2008) ont été utilisées la plupart du temps dans la suite de cette étude.

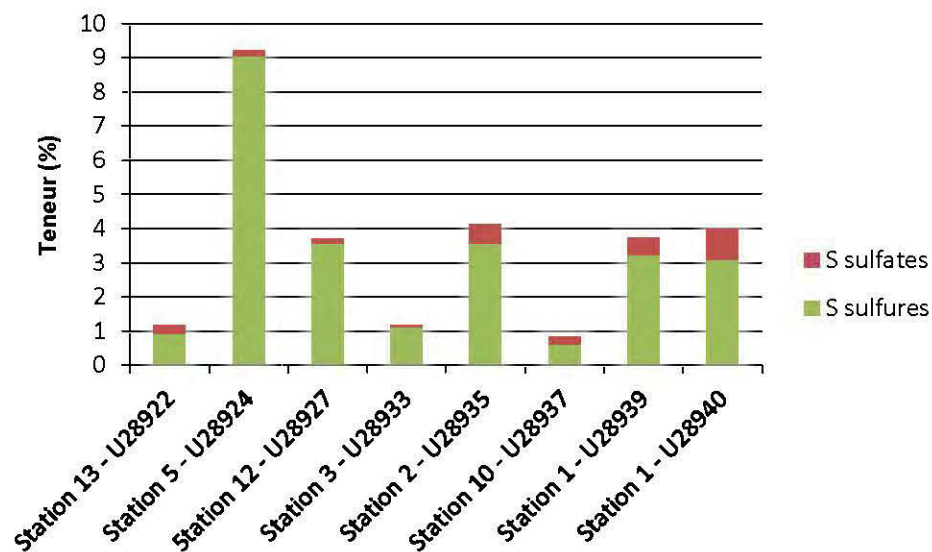


Figure 2.15 Contenu en soufre sous forme de sulfures et de sulfates d'échantillons de forage des résidus Manitou

Tableau 2.6 Contenu des principaux éléments chimiques des échantillons de forage des résidus Manitou

Élément	LDM*	Station 13 U28922	Station 5 U28924	Station 12 U28927	Station 3 U28933	Station 2 U28935	Station 10 U28937	Station 1 U28939	Station 1 U28940
Éléments majeurs (%)									
Al	0,006	6,990	4,849	3,945	5,254	5,364	5,152	5,035	5,905
Ca	0,006	3,042	0,961	<0,006	1,849	1,676	0,765	0,187	0,308
Fe	0,001	2,607	11,320	10,900	3,321	5,623	6,129	5,297	4,888
Mg	0,002	1,116	1,303	0,836	0,677	1,031	0,663	1,463	1,339
S _{total}	0,02	1,17	9,23	3,73	1,18	4,12	0,83	3,75	3,98
S _{sulfates}		0,25	0,16	0,15	0,06	0,56	0,23	0,50	0,91
S _{sulfures}		0,92	9,06	3,57	1,12	3,56	0,61	3,24	3,08
Ti	0,003	0,048	0,050	0,070	0,172	0,060	0,067	0,041	0,036
Zn	0,006	0,021	0,214	0,108	0,006	0,021	0,044	0,168	0,159
Éléments mineurs (mg/kg)									
As	5	13	185	207	38	62	103	143	170
Ba	5	331	183	125	256	253	260	250	250
Co	5	24	86	51	25	36	30	31	31
Cr	5	136	260	165	520	141	631	272	144
Cu	10	64	625	256	169	65	118	415	297
Mn	5	375	501	204	313	246	330	214	121
Mo	5	37	47	37	32	37	37	40	39
Ni	5	23	14	6	25	15	23	36	32
Pb	5	38	375	608	66	185	587	518	528

*Limite de la méthode

2.3.4.3 Caractéristiques minéralogiques des résidus Manitou et Goldex

Seules les caractéristiques de sulfures et de minéraux secondaires sont abordées dans cette section comme la distribution des minéraux dans les résidus est présentée plus loin dans la thèse¹⁰.

¹⁰ Voir Chapitres 4 et 5

Dans les résidus Manitou, la pyrite est présente sous forme de grains, qui peuvent atteindre jusqu'à 200 μm , et qui est parfois en inclusion dans les minéraux de gangue. La sphalérite est souvent sous forme de grains libres, parfois attachée à la pyrite. La chalcopyrite est sous forme de grains de grande taille, pouvant aller jusqu'à 1 mm (Bussière *et al.*, 2011). La jarosite et le gypse ont été identifiés comme minéraux secondaires par plusieurs auteurs (Gosselin *et al.*, 2012 ; Molson *et al.*, 2008 ; Pabst, 2011). La pyrite est le seul minéral sulfureux observé dans l'échantillon de résidus Goldex (et ce, en faible proportion) et la taille des grains a été évaluée à environ 30 μm (Bussière *et al.*, 2011).

Les cristaux de pyrite présentent des formes irrégulières typiques des sulfures oxydés (Figure 2.16a ; Aubertin *et al.*, 1999b). Des cristaux de gypse ont été observés au microscope électronique à balayage avec spectroscopie à dispersion d'énergie (MEB-EDS) (Figure 2.16b), en plus de précipités enrobant les grains composés d'oxydes de fer et de minéraux de S et Fe incluant probablement la jarosite (Figure 2.16c). Des cartographies X permettent de déterminer la composition de tous les points à la surface d'un échantillon. Les distributions élémentaires du Fe, S, et O montrent davantage de minéraux comprenant du S et Fe à gauche du grain et davantage d'oxydes de fer à sa droite (Figure 2.16d, e, and f). Le contenu chimique à la pointe de la flèche sur la Figure 2.16c est de 11 %S, 37 %Fe, 38 %O et 1.9 %K. Les teneurs en zinc dans les minéraux enrobant les grains sont inférieures à 15%.

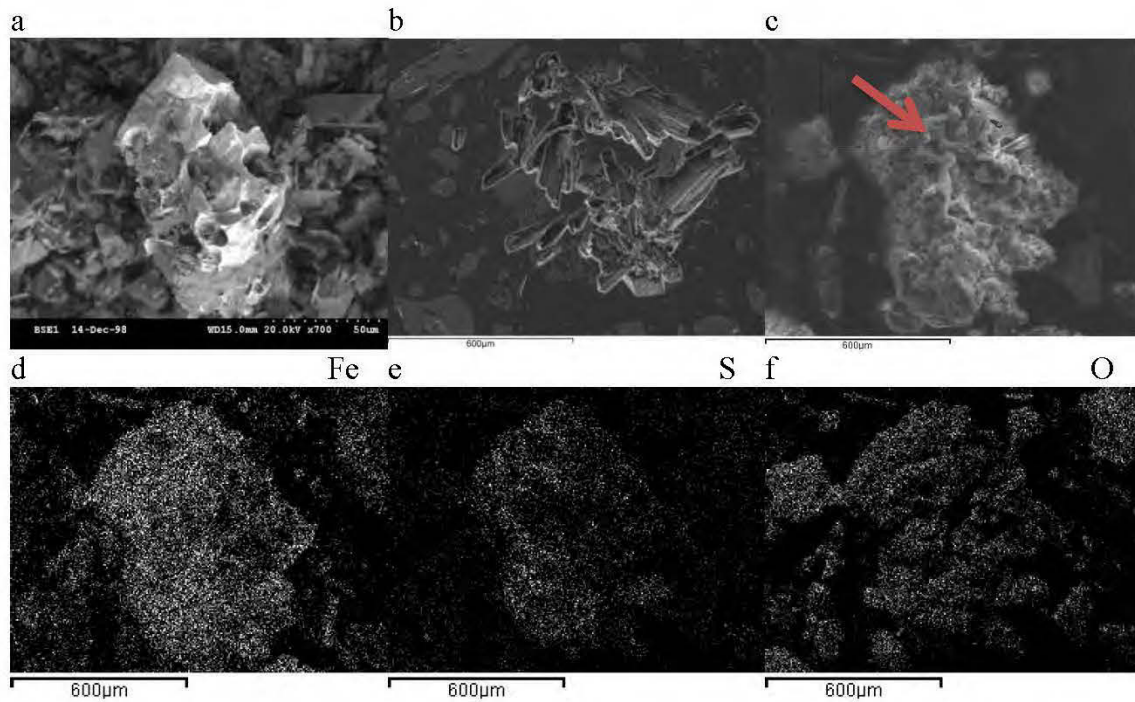


Figure 2.16 Image MEB-EDS a) d'un grain de pyrite de résidus Manitou d'une cellule expérimentale témoin (Aubertin *et al.*, 1999b) et de minéraux secondaires observés dans des résidus Manitou fins : b) bâtonnets de gypse, c) grain enrobé d'un oxyde de fer et de minéraux comprenant du Fe et S et cartographies X montrant la distribution élémentaire de d) Fe e) S et f) O

Les dépôts peuvent souder les grains primaires, tel que montré à la Figure 2.17. Les cartographies X des différents éléments composant la gangue (principalement O et Si, avec inclusions contenant aussi du Al et K) sont aussi présentés à la Figure 2.17. Le dépôt entre les grains de silicate (principalement le quartz) était principalement constitué de O, Fe et S, avec un rapport Fe/S de 6,9 à la pointe de la flèche.

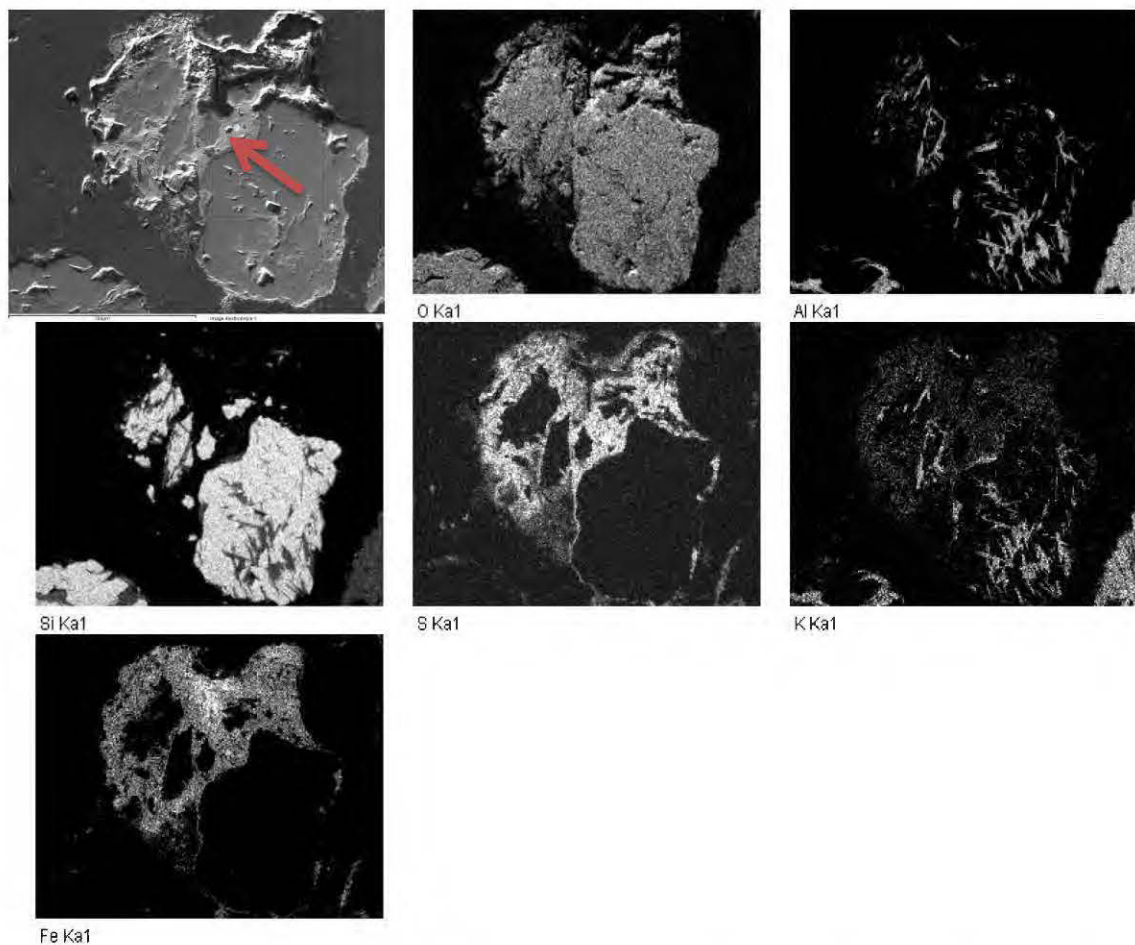


Figure 2.17 Analyses MEB-EDS de grains de résidus Manitou fins oxydés (principalement de quartz) liés avec un dépôt rougeâtre observé dans les résidus et cartographies X montrant les distributions de O, Al, Si, S, K et Fe (Bussière *et al.*, 2011)

2.3.4.4 Caractéristiques hydrogéologiques des résidus Manitou et Goldex, des formations argileuses et des tills

Les conductivités hydrauliques saturées ont été calculées avec les formules de Kozeny-Carman (KC) (Chapuis et Aubertin, 2003a, 2003b ; Mbonimpa *et al.*, 2002) et de Kozeny-Carman modifiée (KCM) par Aubertin, Bussière et Chapuis (1996). La formule de KCM utilise les propriétés des résidus e , C_U et D_{10} . La méthode de KC utilise e , D_r et SS .

Les valeurs de k_{sat} mesurées dans le haut du recouvrement en 2010 et 2013, ainsi que dans le bas du recouvrement en 2010, sont présentées dans la Figure 2.18 et varient généralement entre 5×10^{-6} et 2×10^{-3} cm/s. De légères différences entre les résultats des méthodes de KC et KCM, mais les résultats sont dans les mêmes ordres de grandeur et suivent les mêmes tendances générales. Une valeur de k_{sat} plus élevée ($1,9 \times 10^{-2}$ par KCM et $1,2 \times 10^{-2}$ cm/s par KC) a été calculée sur un échantillon beaucoup plus grossier que les autres prélevé en 2013 près du haut de la station 7.

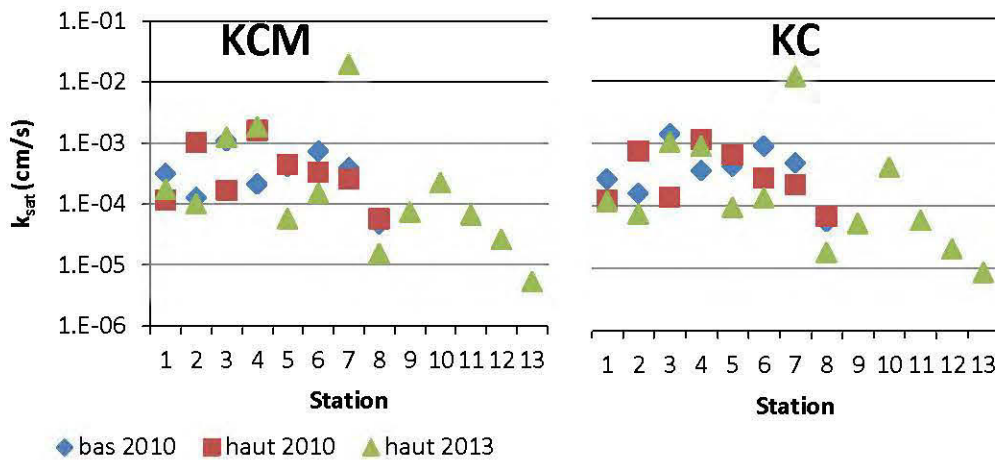


Figure 2.18 k_{sat} selon les formules de KCM et KC des résidus Goldex selon les résultats terrain

Les valeurs de k_{sat} des résultats terrain sont comparées aux indices des vides e à la Figure 2.19 et aux variations de k_{sat} selon e déterminées par des résultats de Pabst (2011) avec KC et KCM. On constate que les valeurs terrain de k_{sat} augmentent avec e et sont situées de part et d'autre des courbes de Pabst (2011).

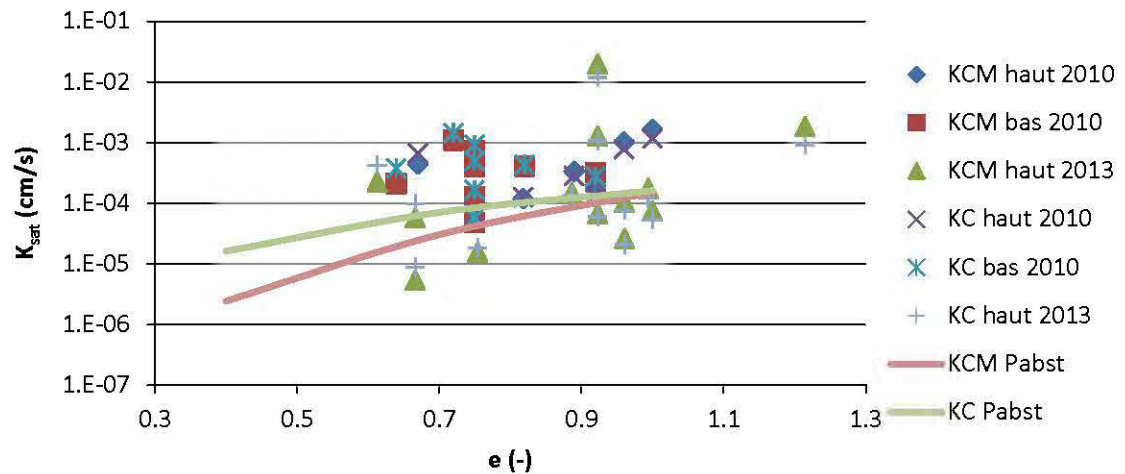


Figure 2.19 k_{sat} selon les formules de KCM et KC selon les résultats terrain en fonction de la porosité et comparés aux résultats de Pabst (2011)

Les courbes de rétention d'eau ont été estimées à partir de la méthode de Kovacs modifiée (MK) par Aubertin *et al.* (2003) et des valeurs minimum, intermédiaires et maximum typiques sont présentées à la Figure 2.20¹¹. On constate une gamme de courbes de rétention d'eau avec matériaux grossiers et avec de plus grands indices des vides qui se désaturent à de plus faibles succions, et des matériaux fins et avec de plus faibles indices des vides qui se désaturent à de plus fortes succions. Des courbes de travaux antérieures déterminée par des essais en cellule Tempe et décrite avec l'équation de van Genuchten (1980), ainsi que prédite avec MK (Pabst, 2011) se rapprochent de la courbe de l'échantillon du haut de la station 12 où des valeurs maximum de S_r sont représentées pour succion (Figure 2.20). Les valeurs d'entrée d'air des résidus Goldex mesurées en cellule Tempe au laboratoire variaient entre environ 20 et 40 kPa (200 et 400 cm) (Bussière *et al.*, 2009) ou près de 50 kPa (Pabst, 2011), tandis que les valeurs prédites pour des échantillons sur le terrain varient entre 3 et 30 kPa. De plus grandes porosités mesurées sur le terrain sont principalement à l'origine de ces AEV plus faibles que celles prédites au laboratoire.

¹¹ Les résultats complets sont présentés à l'Appendice A.

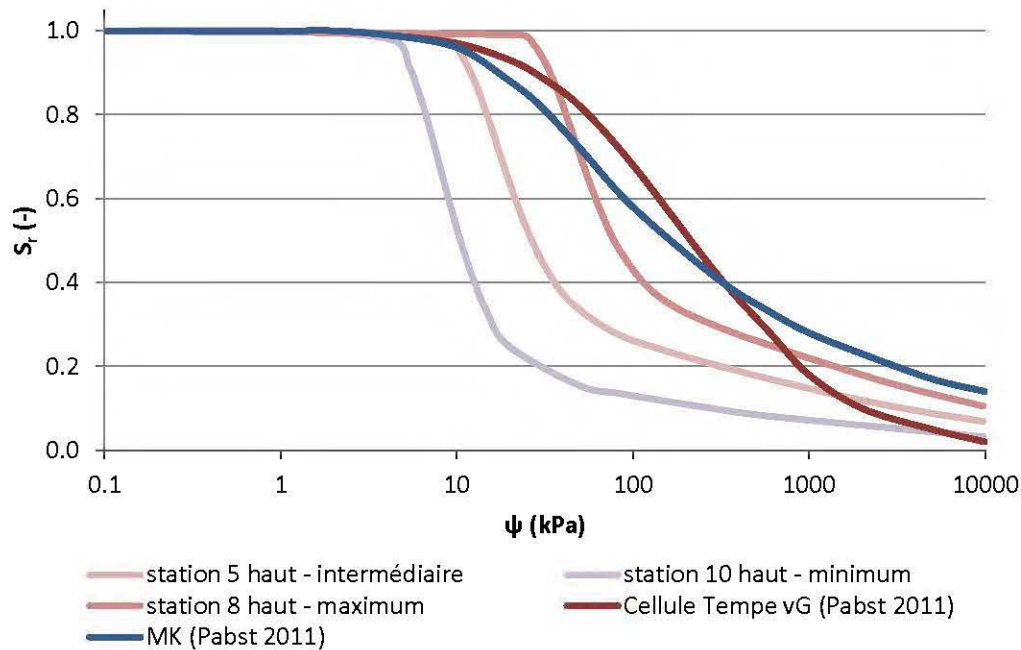


Figure 2.20 Coubes de rétention d'eau avec des valeurs minimum, intermédiaires et maximum typiques des résidus Goldex estimées avec le modèle MK comparées à des courbes d'essais en cellule Tempe (Pabst, 2011) décrites par l'équation de van Genuchten (1980) et prédite avec MK

La valeur de k_{sat} a été estimée aussi pour les résidus Manitou prélevés lors des forages de cette étude (Figure 2.21). Une porosité estimée à 0,46 a été utilisée aux fins des calculs. La formule de KC donne généralement des résultats d'un ordre de grandeur inférieurs à ceux de la formule de KCM, sauf pour l'échantillon du haut de la station 8 (tubes 1-2) qui a un D_{10} plus grossier. Les valeurs varient entre 5×10^{-7} et 8×10^{-4} cm/s, mais se situent surtout entre 4×10^{-6} et 2×10^{-4} cm/s. Ces résultats concordent bien avec des mesures de k_{sat} mesurées de 10^{-5} - 10^{-6} cm/s avec des essais triaxiaux de l'ordre et de l'ordre de 10^{-5} cm/s avec un modèle prédictif (Bussière *et al.*, 2009).

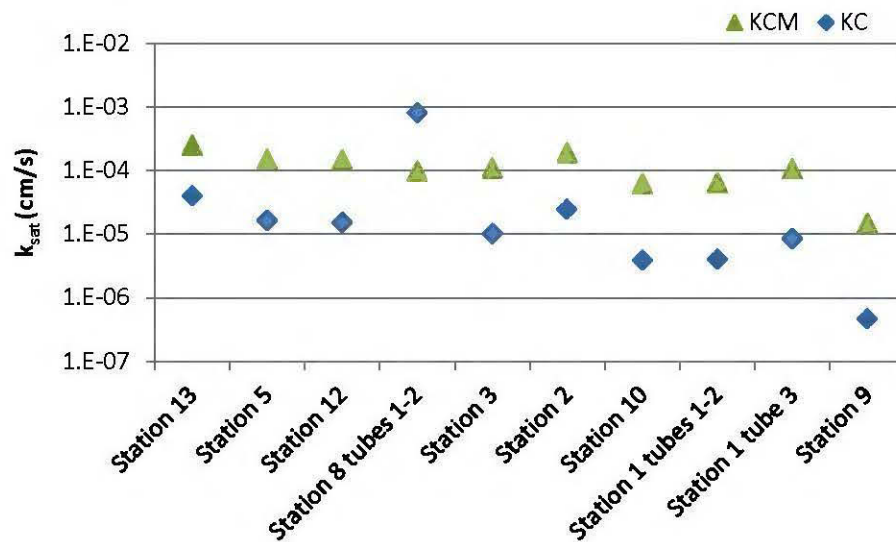


Figure 2.21 Valeurs de k_{sat} selon les formules de KCM et KC des résidus Manitou selon les résultats terrain

Les courbes de rétention d'eau estimées avec la méthode de MK pour les résidus Manitou sont relativement uniformes (Figure 2.22). Les échantillons de la station 9 ont une valeur d'entrée d'air plus grande (~107 et 135 kPa) car plus fins. Les autres courbes ont des valeurs d'entrée d'air se situant entre 19 et 52 kPa et concordent bien avec les résultats d'études antérieures ayant des valeurs entre 30 et 40 kPa (Bussière *et al.*, 2011).

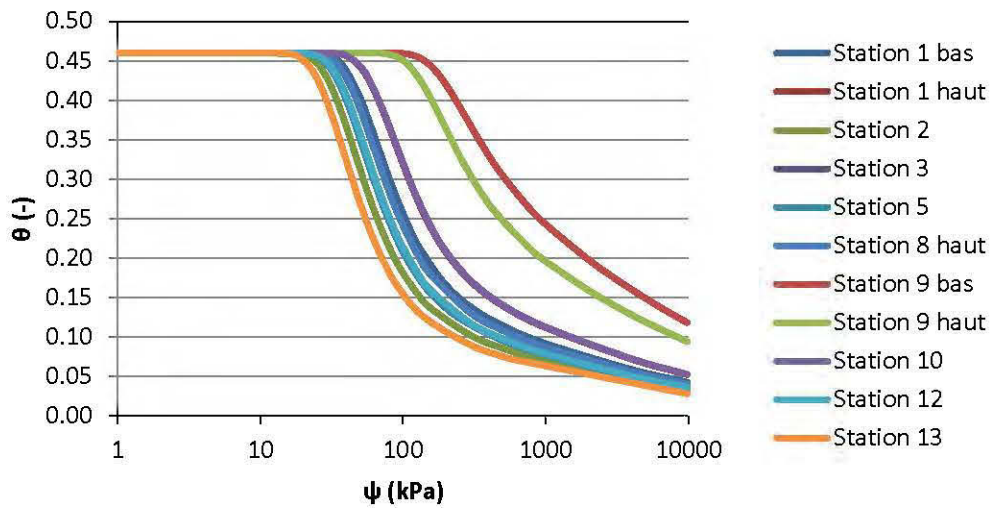


Figure 2.22 Coubes de rétention d'eau des résidus Manitou estimées avec le modèle MK selon une porosité estimée à 0,46

2.3.5 Dernières remarques

La littérature présentée dans cette sous-section sur le site Manitou a montré que la technique de la nappe surélevée ne convenait pas pour les zones surélevées du parc 1 du site Manitou, mais que cette approche était prometteuse pour les zones d'épanchement du site et a déjà été aménagée au parc 2. Le parc 2 est d'ailleurs isolé hydrauliquement du parc 1 et constituerait une zone d'étude intéressante. On connaît d'ailleurs bien la stratigraphie en 3D du parc 2 ainsi que plusieurs caractéristiques importantes des matériaux le constituant.

Au début de l'étude, plusieurs informations étaient manquantes pour statuer sur la performance de la restauration de la nappe surélevée combinée à un recouvrement monocouche. Les niveaux phréatiques étaient mesurés par des piézomètres ayant des crépines seulement dans les aquifères des tills et de la roche-mère qui sont coupés hydrauliquement de l'aquifère de surface par les formations argileuses. Le comportement de barrière à l'oxygène de la technique n'avait pas été étudié sur le terrain. Les impacts de l'emploi de la technique sur l'amélioration de la qualité de

l'eau et ceux des différentes conditions climatiques sur la performance de la technique étaient inconnus. De plus, il n'y avait pas de modèle géologique du parc 2 de défini.

CHAPITRE III

THREE-DIMENSIONAL HYDROGEOLOGICAL MODELLING TO ASSESS THE ELEVATED-WATER-TABLE TECHNIQUE FOR CONTROLLING ACID GENERATION FROM AN ABANDONED TAILINGS SITE IN QUEBEC, CANADA¹²

Préambule

Il a été vu à la section 2.2.1 que le niveau phréatique est l'un des principaux paramètres influençant la performance de la technique de la nappe phréatique surélevée à contrôler la production de drainage minier acide. Un des objectifs importants de la technique est de maintenir le niveau phréatique à l'interface entre les résidus réactifs et le recouvrement (voir section 2.3.2). La modélisation hydrogéologique est un outil de choix pour simuler l'impact de divers paramètres et scénarios sur les réponses des niveaux piézométriques du site. C'est pourquoi, dans cette étude, un modèle hydrogéologique est développé à partir du modèle géologique et de propriétés des matériaux (présentés aux sections 2.3.3 et 2.3.4). Différentes modélisations numériques ont été réalisées en régime permanent et transitoire où différentes conditions frontières ont été appliquées.

Ce chapitre a été accepté pour publication à Hydrogeology Journal en décembre 2017. Une présentation plus détaillée du modèle 3D du site a aussi été réalisée à une conférence internationale dont l'article peut être retrouvé à l'annexe D.

¹² Ethier, M.-P., Bussière, B., Broda, S., and Aubertin, M. 2018. Three-dimensional hydrogeological modelling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. Accepté avec corrections au Hydrogeology Journal.

Abstract

The Manitou Mine sulphidic-tailings storage facility no. 2, near Val D'Or, Canada, was reclaimed in 2009 by elevating the water table and applying a monolayer cover made of tailings from nearby Goldex Mine. Previous studies showed that production of acid mine drainage can be controlled by lowering the oxygen flux through Manitou tailings with a water table maintained at the interface between the cover and reactive tailings. Simulations of different scenarios were performed using numerical hydrogeological modeling to evaluate the capacity of the reclamation works to maintain the phreatic surface at this interface. A large-scale numerical model was constructed and calibrated using three years of field measurements. This model reproduced the field measurements, including the existence of a western zone on the site where the phreatic level targeted is not always met during the summer. A sensitivity analysis was performed to assess the response of the model to varying saturated hydraulic conductivities, porosities, and grain-size distributions. Higher variations of the hydraulic heads, with respect to the calibrated scenario results, were observed when simulating a looser or coarser cover material. Long-term responses were simulated using: the normal climatic data, data for a normal climate with a two-month dry spell, and a simplified climate-change case. Environmental quality targets were reached less frequently during summer for the dry spell simulation, as well as for the simplified climate-change scenario. This study illustrates how numerical simulations can be used as a key tool to assess the eventual performance of various mine-site reclamation scenarios.

Keywords: Reclamation · Numerical modeling · Mining · Climate change · Canada

Résumé

Le parc à résidus miniers sulfureux 2 du site minier Manitou près de Val D'Or, Canada, a été restauré en 2009 avec une nappe phréatique surélevée combinée à une couverture monocouche de résidus de la mine Goldex. Des études antérieures ont montré que la production de drainage minier acide peut être contrôlée en diminuant le flux d'oxygène à travers les résidus Manitou avec un niveau de nappe maintenu à l'interface entre la couverture et les résidus réactifs. Des simulations de différents scénarios ont été effectuées avec un modèle numérique hydrogéologique pour évaluer la capacité d'un ouvrage de restauration à maintenir la surface phréatique à cet interface. Un modèle numérique à grande échelle a été construit et calibré avec des mesures terrain prises sur trois ans. Ce modèle reproduit les mesures terrain, incluant l'existence d'une zone à l'ouest du site où le niveau phréatique ciblé n'est pas toujours atteint en été. Une analyse de sensibilité a été effectuée pour déterminer la réponse du modèle à des conductivités hydrauliques saturées, des porosités et des distributions granulométriques variables. Des variations plus élevées des charges hydrauliques par rapport aux résultats du scénario calibré ont été observées lors de la simulation d'un matériau de couverture plus lâche ou plus grossier. Les réponses à long terme ont été simulées en utilisant: les données climatiques normales, le climat normal avec une période de sécheresse de deux mois et un scénario de changements climatiques simplifiés. Les cibles environnementale ont été atteintes moins fréquemment pendant l'été pour la simulation avec périodes de sécheresse, ainsi que pour le scénario des changements climatiques simplifié. Cette étude illustre comment les simulations numériques peuvent être utilisées comme outil clé pour évaluer la performance éventuelle de différents scénarios de restauration de sites miniers.

Mots-clés : Restauration · Modélisation numérique · Industrie minière · Changements climatiques · Canada

3.1 Introduction

Acid mine drainage (AMD) can lead to significant environmental impacts at abandoned tailings-impoundment sites. Acidity and dissolved contaminants, mainly metals, can be produced for centuries by the oxidation of sulphide minerals contained in mine tailings. Human intervention is thus necessary to control contaminants production and avoid environmental impacts on the surrounding ecosystems.

A few techniques can be implemented to control AMD generation. The choice between different techniques mainly depends on local conditions such as the water budget, depth of the phreatic surface, climate, tailings properties, and materials availability (Aubertin et al. 1995, 2002, 2016; Bussière 2009; Bussière et al. 2005). In humid climates, the most advantageous option is often to restrict oxygen availability (MEND 2001; SRK 1989) using techniques which create conditions that limit oxygen diffusion migration. As the oxygen diffusion coefficient is about 10^4 times lower in water than air, water can be used to reduce the oxygen flux reaching reactive tailings and avoid AMD generation. One of the techniques sometimes implemented in recent decades consists of using a water cover on the reactive mine wastes (tailings or waste rocks). Such wastes can be submerged in a lake, in an open pit or in an artificial reservoir built with dykes that hold both the solid wastes and water (Adu-Wusu et al. 2001; Catalan and Yanful 2002; Mian and Yanful 2004; Yanful and Catalan 2002). One of the main disadvantages of water covers is related to difficulties in maintaining the physical stability of containment infrastructures over the long term (Aubertin et al. 1997, 2011). Tailings resuspension and high dissolved oxygen concentrations can also lead to geochemical instability and acid generation (Awoh et al. 2013; Catalan and Yanful 2002; Li et al. 1997; Yanful et al. 2000).

An alternative to water covers was proposed for tailings reclamation: the elevated-water-table (EWT) technique (Aubertin et al. 1999; Dagenais 2005; Dagenais et al. 2006; Demers et al. 2008; Orava et al. 1997; Ouangrawa 2007; Ouangrawa et al.

2006, 2009, 2010; Pabst et al. 2014; SENES 1996). This technique consists of maintaining a high degree of saturation in the AMD-generating tailings by controlling the water budget and capillary rise and, consequently, the water-table position. The porous reactive media must then remain close to full saturation to impede the passage of oxygen and prevent sulphide oxidation (Aubertin et al. 1999; Collin 1987; Cosset and Aubertin 2010; Dobchuk et al. 2013; Mbonimpa et al. 2003). The highly saturated tailings can be covered with a coarse-grained material to favor infiltration and create an evaporation barrier that will tend to raise the water table (Dagenais et al. 2006; Ouangrawa et al. 2009). Alternatively, the cover can be made of a relatively fine-grained material to retain moisture and limit oxygen diffusion to the reactive tailings underneath, as is the case for the project described in this article.

The efficiency of the EWT reclamation technique depends mainly on maintaining the water table at a specific level in the field. Previous studies indicated that a water table located above half of the air-entry value of the tailings can generally be effective to control AMD production from fresh tailings (Ouangrawa et al. 2010). More recently, additional laboratory tests showed that the water table must be maintained closer to the interface between the tailings and the cover for the already oxidized Manitou tailings, as pore water is highly contaminated due to sulphide minerals oxidation (Demers et al. 2013; Pabst 2011; Pabst et al. 2014). Other parameters can also affect the performance of the EWT, including the site topography and configuration, cover thickness, material properties, and climatic variables.

Hydrogeological simulations are complementary to laboratory and field investigations and monitoring, to assess the performance of an EWT combined with a monolayer cover. Numerical simulations of water flow and moisture distribution can be used to evaluate different (potential) scenarios and the impacts of varying conditions on the short-term and long-term efficiency of the EWT technique, particularly relative to the water-table depth and moisture content (Dagenais 2005;

Ouangrawa et al. 2006, 2009; Pabst 2011; Pabst et al. 2011). Previous studies were essentially based on one-dimensional (1D) laboratory tests combined with numerical simulations of the EWT technique (Dagenais 2005; Ouangrawa et al. 2006, 2009; Pabst 2011; Pabst et al. 2011) and data-driven approaches at individual observation wells (Khalil et al. 2015), except one field-scale investigation conducted with a 3D numerical model (Broda et al. 2014).

The Manitou tailings-impoundment and spillage areas cover more than 190 ha at the former mine site. The thickness of the tailings in the impoundment reaches up to 15 m and the water table can be deeper than 5 m (from the surface). Analyses and numerical modeling showed limitations of the EWT method in the elevated portion of the tailings impoundment due to the site configuration (which is poorly confined laterally), permeable foundation, and limited atmospheric recharge (Broda et al. 2014; Pabst et al. 2011; Pabst et al. 2014). The EWT technique was however deemed a viable option for the spillage area of the site, which is located at a lower elevation and has a higher water table than the original tailings impoundment. Dikes were recently constructed around a portion of this spillage area zone, which is referred to as tailings storage facility no. 2 (TSF 2) in the following text.

The aim of this study was to evaluate the hydrogeological response of the Manitou tailings in TSF 2 after the reclamation works, including the position of the phreatic surface relative to the environmental target, which is the interface between the cover and Manitou tailings. The study considers normal (natural) and other (hypothetical) climatic conditions. A 3D numerical model of the TSF 2 Manitou Mine site spillage area was developed to i) reproduce the hydrogeological behavior of the site monitored between August 2012 and August 2015 and ii) simulate the long-term response of the tailings to evaluate the applied reclamation technique. The impact of different key parameters was evaluated regarding the water-table depth. These

parameters include grain size and porosity of the tailings (which influence the hydraulic properties) and the top boundary conditions (affecting recharge).

3.2 The Manitou tailings site

3.2.1 Site description

The Manitou abandoned mine site is located near Val D'Or in Abitibi, Quebec, Canada (Fig. 3.1). The local climate is cold temperate continental, with a positive water budget (Charlier et al. 2014). The mean monthly temperature is below freezing point from November to March; the lower and higher mean monthly temperatures are -17° in January and 18° in July (Environment Canada, 2016). This region is characterized by regular rainfall throughout the year, which totals an average of 830 mm. A mill was operated to process the zinc and copper Manitou Mine ore between 1942 and 1979 and ore from other deposits during the 1970s. Nearly 11 million tons of acid-generating tailings were deposited in poorly-confined ponds, over an area of 191 ha including the spillage zones. Many spills happened, spreading the tailings about 6 km along the bed of Manitou Creek, to the Bourlamaque River (Tassé and Germain 1999). The AMD generated over several decades has had a severe impact on the surrounding environment. Without mitigating measures, the pH of the Manitou tailings discharge water was as between 2 and 5 and the total concentrations of dissolved Fe and Zn in the tailings pore water of the spilling area were up to 10,000 and 350 mg/L, respectively (Tassé and Germain 1999).

Manitou site has been progressively reclaimed following works that started in 2008. The 38 ha spillage zone TSF 2 was confined by dikes and reclaimed in 2009 with the EWT technique combined with a monolayer cover made of tailings from the nearby Goldex Mine (Agnico-Eagle Mines); an aerial photo of TSF 2 after completion of the reclamation works is shown in Fig. 3.1 (a). The Goldex tailings (50 % solids) were transported by pipeline over 23 km from the mill to the Manitou site. The cover

thickness on site varies from 1.2 to 2.1 m (Fig. 3.1 (b)). The fine-grained Goldex tailings are non-acid-generating and slightly alkaline, based on their net neutralization potential and the criterion proposed by Miller et al. (1991). Their net neutralization potential is 57 kg CaCO₃/t (> 20 kg CaCO₃/t, the minimal value to be considered as non-acid-generating); the net neutralization potential is -425 kg CaCO₃/t for the highly acidic Manitou tailings.

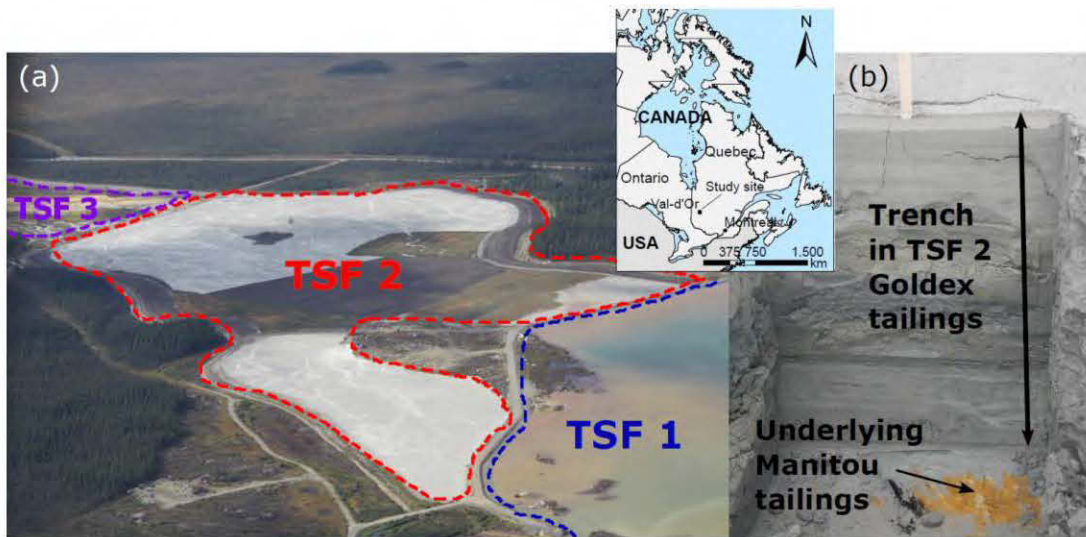


Figure 3.1 (a) Aerial view of Manitou TSF 2, located at the Manitou Mine site in Canada, and (b) view of a trench dug in Goldex tailings lying above Manitou tailings

The surface elevation of the cover decreases from 327.5 to 321.7 meters above sea level (masl) in the east-west direction (see Fig. 3.2). TSF 2 was confined by pervious dykes along its north, west, and south boundaries. An impervious dyke was constructed on the eastern side (close to stations 5 and 11) to separate TSF 2 and TSF 1. In the investigated area, the soils over the bedrock are composed of a sequence of 0.1 to 5.3 m of glacial till, overlain by glacial-lake clayey and silty sediments. The total thickness of the glacial lake sediments varies from 0.1 to 9.0 m. Between 0.8 and 2.1 m of Manitou tailings were deposited on these sediments in TSF 2. Further

details on the foundation materials are presented in section ‘*Model setup and calibration*’.

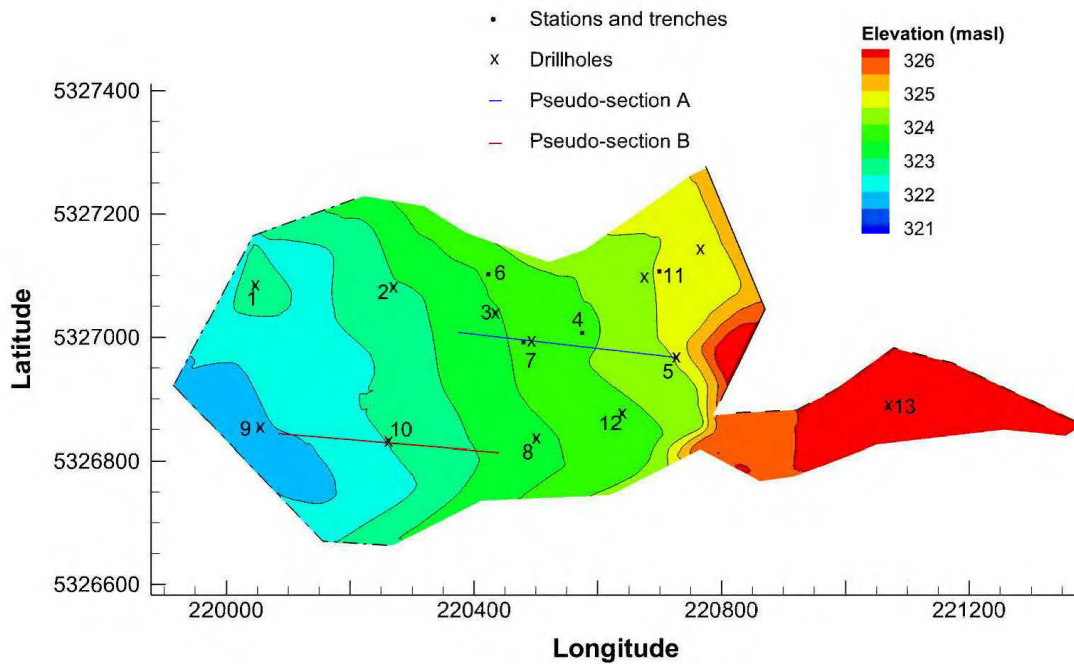


Figure 3.2 Model configuration of the Manitou TSF 2 site, with location of the 13 measurement stations, the pseudo-sections A and B for the geophysical surveys and the boundary conditions at 319 masl (dash-dotted line), 322.5 masl (thick plain line), and 323.5 m (dashed line)

3.2.2 Field measurements data

The properties of the different layers of materials were mainly obtained from complementary studies (Bussière et al. 2011; Gosselin et al. 2012; Pabst 2011). Additional investigations were performed as part of this study to measure hydraulic head and to complete the materials characterization.

Specific information on the site geology and pedology was gathered through trenches, drillings, and survey data (see Table 3.1). Twelve drill holes with depths ranging from 4 to 16 m were made throughout the TSF. In addition, 13 trenches were dug to assess the cover characteristics. The topography was determined from a survey conducted in 2012. A geophysical study was performed in 2013 using electrical resistivity imaging to gather complementary information on the *in-situ* conditions. The electrical resistivity of soils/tailings depends upon effective porosity, degree of saturation, and water resistivity (Lesmes and Friedman 2005). The geophysical measurements give a global picture (instead of a local view) of the undisturbed site conditions including water distribution in the different zones. The geophysical data were collected using a Lund Imaging SAS4000 (ABEM Instrument) with dipole–dipole and Wenner protocols, using electrode spacing of 5 m. Two pseudo-sections (i.e., 2D areas under the sensors where resistivity is measured) were analyzed (see Fig. 3.2) to differentiate the bedrock, till, and clayey formations (Ethier 2017). A 3D geological model of the site was developed with GOCAD (Paradigm 2009.4) using the available information for the Goldex tailings, Manitou tailings, and underground soils structure. The geological modeling platform GOCAD can efficiently interpolate 3D spatial data (Blessent et al. 2009). Geological models build with this software are commonly used to develop hydrogeological numerical models to assess water flow (Blessent et al. 2009; Broda et al. 2014; Rivard et al. 2014).

Thirteen observation stations were installed within the TSF 2; these are indicated on Fig. 3.2. From August 2012 to August 2015, groundwater levels were measured in wellpoints at these stations every six hours using Mini-Diver pressure sensors (Schlumberger Inc.) (Ethier 2017; Ethier et al. 2013, 2014). These wellpoints are 1.30 to 2.24 m deep from the cover surface. Their base is, on average, 0.54 m below the interface between the Manitou and Goldex tailings (vary from 0.94 m below to 0.22 m above). The monthly averages of the measured hydraulic heads for each station are presented in Fig. 3.3, which also provides the monthly precipitation data. Total

annual precipitation levels reached 910, 843, and 844 mm, respectively, during the three years of monitoring (Environment Canada, 2016). The lowest monthly rainfall values measured during the study were usually between December and March (from 10 to 79 mm, mainly as snow), while the highest were between June and September (from 47 to 152 mm). The piezometric levels were above the interface between the Goldex and Manitou tailings most of the time, with an overall average level of 0.59 m above the interface. The piezometric levels were under this interface for only two stations; i.e. stations 1 and 2, which had average levels of 0.05 and 0.04 m under the interface (321.59 and 321.58 masl), respectively. Variations in piezometric levels were significant and the differences between the highest and the lowest monthly averages over the observation period reached 1.1 m at station 5, and between 1.5 and 1.9 m at the other stations. The field measurements showed two annual peaks and lows for the water table. Peak levels generally occurred in May and October because of snowmelt and higher rainfall, respectively. The lowest levels occurred around March and July because of frozen precipitation (snow) during winter months (December, January, February, and March), and higher evaporation in the summer. More frequent occurrences of piezometric levels below the interface of the cover and Manitou tailings were observed in the western part of TSF 2 (i.e., stations 1, 2, 8, 9, and 10) during the observation period. The water table criterion was considered less crucial in the winter because the ground was frozen and the reactivity of Manitou tailings was assumed to be negligible (Ethier, 2017). The water table dropped sporadically below the Manitou/Goldex tailings interface at up to 10 stations during the summer (2012-2015). Summer levels were less than 0.5 m below the interface, except for stations 1 and 2 where water tables were 0.87 and 0.67 m below the interface, respectively. Water tables were above the interface between the Manitou and Goldex tailings 95% of the time if the winter levels are neglected.

Table 3.1 Techniques used for stratigraphic characterization of TSF 2 at the Manitou Mine site, with number, size, and configuration of these investigations

Technique	Number of investigations	Size and configuration of in situ investigations
Trenches	13 trenches	1.2 to 2.1 m deep at the 13 monitoring stations
Drillings	12 drill holes	4 to 16 m deep, near stations 1, 2, 3, 5, 8, 9, 10, 12, and 13 and at piezometers C1, C2, and F15 (in the confined aquifers of till and bedrock)
Geophysics	2 pseudo-sections	Length of a pseudo-section: 360 m Depth of a pseudo section: 45 m with the dipole-dipole protocol or 16 m with the Wenner protocol Spacing between the electrodes: 5 m Number of electrodes: 72

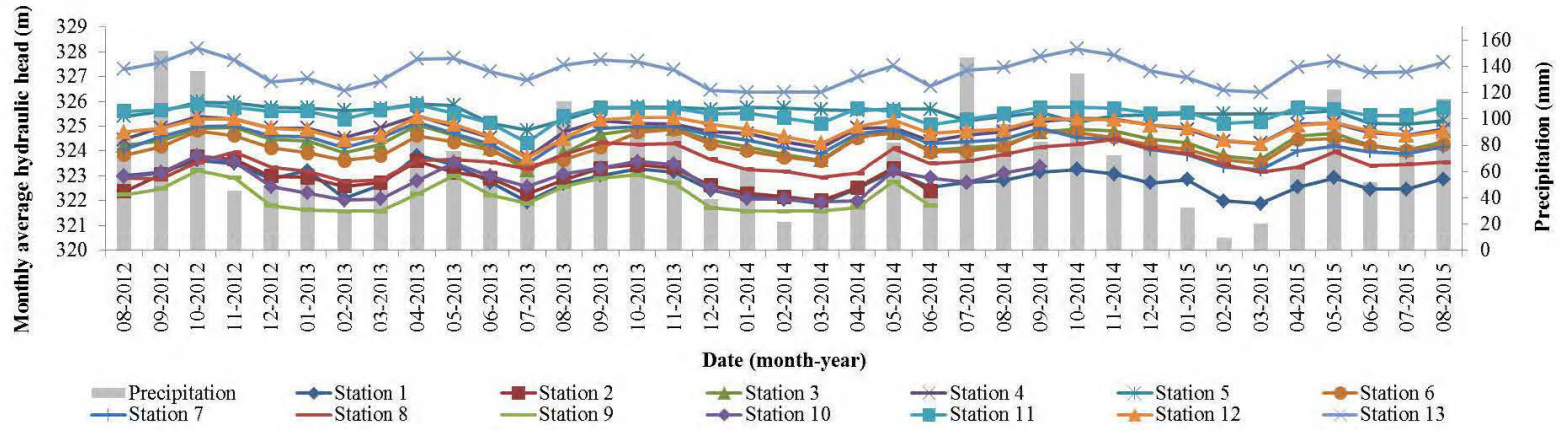


Figure 3.3 Monthly averages of measured hydraulic heads for each station shown on Fig. 3.2 and monthly precipitation

3.3 Model setup and calibration

The numerical analysis of the water-table position over time was conducted using the HydroGeoSphere code, a fully-integrated 3D finite-element subsurface and surface flow and transport model based on Richard's equation to represent variably-saturated groundwater flow (Therrien et al. 2010; Therrien and Sudicky 1996). This code was also used in previous studies to simulate unsaturated zone water flow within tailings disposed on the surface or in open pits (e.g. Broda et al. 2014; Ben Abdelghani et al. 2015; Carrera-Hernández et al. 2012; Thériault 2004).

The code relies on the following assumptions: the fluid is essentially incompressible, the porous medium is rigid (non-deformable), the system is under an isothermal condition and the air phase is assumed to be infinitely mobile. A modified form of Richards' equation (Eqn 3.1) is used in the code to describe the three-dimensional transient groundwater flow in the variably-saturated porous matrix (Cooley 1982; Huyakorn et al. 1984).

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(\mathbf{k}_{ij} k_{rw} \frac{\partial(\psi+z)}{\partial x_j} \right) \pm Q = \frac{\partial}{\partial t} (\theta_s S_w), \quad i, j = 1, 2, 3 \quad (3.1)$$

In this version of Richard's equation, \mathbf{k}_{ij} (m/s) is the saturated hydraulic conductivity tensor, $k_{rw} = k_{rw}(S_w)$ represents the relative hydraulic conductivity of the medium (-) expressed as function of the degree of (water) saturation S_w (-); $\psi = \psi(x_i, t)$ is the pressure head (m); z is the elevation head (m); and θ_s is the saturated volumetric water content (-), which is equal to the porosity n (-). The effects of sources and sinks on the flow in the matrix are represented by Q (m^3/s).

The commonly used van Genuchten (1980) equation relating the effective degree of saturation S_e and pore water pressure (i.e. water retention curve), based on earlier work by Mualem (1976), is used:

$$S_e = \left[\frac{1}{1 + (-\alpha_{vG}\psi)^{n_{vG}}} \right]^{m_{vG}} = \frac{S_w - S_{wr}}{1 - S_{wr}}; \quad m_{vG} = 1 - \frac{1}{n_{vG}}; \quad 0 < m_{vG} < 1 \quad (3.2)$$

The corresponding relative permeability function is expressed as:

$$k_{rw} = S_e^{1/2} [1 - (1 - S_e^{1-m_{vG}})^{m_{vG}}]^2 \quad (3.3)$$

where α_{vG} (m^{-1}) and m_{vG} (-) are parameters obtained from fitting Eqns (3.2) and (3.3) to experimental results for the water retention curve (WRC); and S_{wr} is the residual degree of saturation (-), which corresponds to the degree of saturation at the residual volumetric water content.

The Manitou TSF 2 finite element model, which is based on a GOCAD model, was constructed with vertical triangular prisms (Fig. 3.4). Vertically, the domain included 11 layers which gradually increased in thickness from 0.1 m at the soil-atmosphere interface to 3.33 m at the base of the model. This base was located at 305 masl, while the maximum elevation at the model surface was 327.5 masl. The finite element numerical x- and y- plan of the domain was discretized into 5 m wide elements. The total area is 44 ha. This resulted in a mesh with 30,489 nodes and 60,227 prismatic elements. The model domain contained layers of rock, till, and clay formations below the Manitou tailings and Goldex tailings layers, based on *in-situ* measurements and observations (trenches, drillings, and geophysics). East-west vertical slices (A-a, B-b, and C-c) of the model strata are also presented in Fig. 3.4 to illustrate the materials configuration. The rock surface elevation varied, reaching the model surface along section B-b. The top surface of the clay formations, Manitou tailings, and Goldex tailings layers are relatively flat.

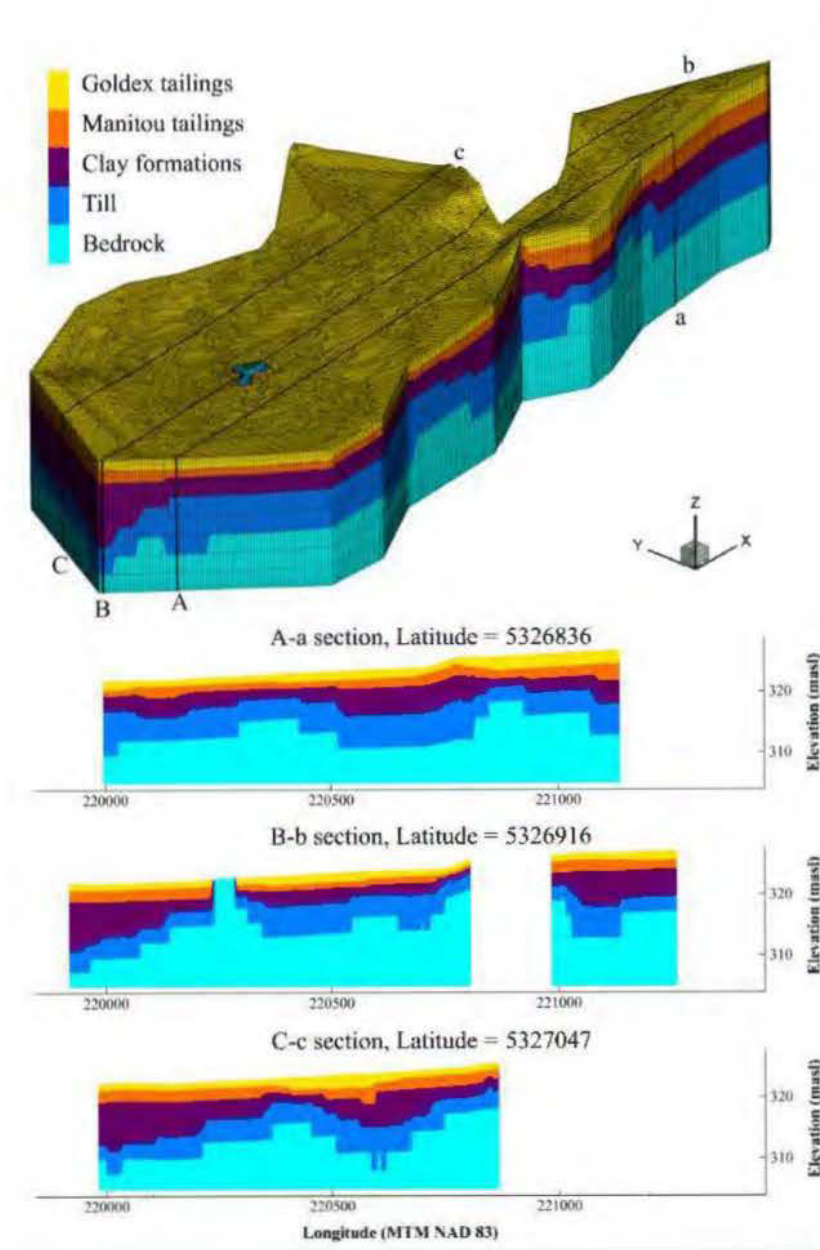


Figure 3.4 Model configuration, material layers (Goldex tailings, Manitou tailings, clay formations, till, and bedrock) and mesh of the Manitou TSF 2 site constructed with HydroGeoSphere, and slices A-a, B-b, and C-c at different latitudes (y axis in the upper 3D figure)

A calibration simulation was initially performed under (pseudo) steady-state conditions, using the correspondence between simulated heads and average measured heads at each station. A recharge of 262 mm/year was applied; this corresponds to approximately 30 % of the mean annual precipitation. The actual recharge distribution depends on a variety of factors, such as precipitation, climate, topography, soil type, and geology (Dripps et al. 2006; Rivard et al. 2014). The recharge-precipitation ratio of about 30% used here is deemed typical for tailings impoundments in this region, based on other studies (Broda et al. 2014; Leblanc 2010; Nastev and Aubertin 2000; Ricard et al. 1999).

As the sloping topography is oriented east-west, water flow was expected to occur mainly along this direction; domain boundaries in the North and South were defined as impervious (Broda et al. 2014; Leblanc 2010). Dirichlet-type (i.e., fixed head) boundary conditions were applied at the western border and at two locations at the eastern border (Fig. 3.2). These fixed heads represent average water levels for the corresponding locations, as observed in the field.

The adjusted parameters related to the material properties that were established from the calibration are listed in Table 3.2. These include, for each material, the horizontal saturated hydraulic conductivity ($k_{h,sat}$) and porosity (n). The $k_{h,sat}$ values are 7×10^{-7} m/s for the Goldex tailings, 2×10^{-6} m/s for the Manitou tailings, 8×10^{-8} m/s for the clay formations, 8×10^{-5} m/s for the till, and 2×10^{-6} m/s for the fractured rock. The k_{sat} calibration was conducted using a range of values retrieved from previous studies (Broda et al. 2014; Bussi ere et al. 2009; Ethier 2017; Leblanc 2010; Pabst 2011); the k_{sat} values considered varied from 2×10^{-4} to 5×10^{-8} m/s for Goldex tailings, 8×10^{-4} to 5×10^{-9} m/s for Manitou tailings, 2×10^{-4} to 9×10^{-13} m/s for the clay formations, 1×10^{-4} to 7×10^{-8} m/s for the till, and 2×10^{-6} to 2×10^{-7} m/s for the rock. The Manitou tailings are considered anisotropic with a horizontal/vertical saturated hydraulic conductivity ratio ($k_{h,sat}/k_{v,sat}$) of 10, based on representative values for tailings

(L'Écuyer et al. 1992; Vick 1990). Calibrated parameters α_{vG} and m_{vG} were also obtained for the Manitou ($\alpha_{vG} = 0.188 \text{ m}^{-1}$ and $m_{vG} = 1.89$) and Goldex tailings ($\alpha_{vG} = 0.15 \text{ m}^{-1}$ and $m_{vG} = 1.87$). These calibrated values agree with previous experimental studies on Manitou tailings (Demers et al. 2013; Gosselin 2007; Pabst et al. 2014) and with typical properties of the corresponding soils and tailings (Chapuis and Aubertin 2003; Mbonimpa et al. 2002). The calibrated water retention curves of the two tailings are displayed in Fig. 3.5; these are close to the measured WRC. The air entry values of the Manitou and Goldex tailings are about 2.2 m and 3.0 m of water respectively. The rock, till, and clay formation material layers remain saturated for most of the domain, so their respective unsaturated characteristics were not explicitly defined; default characteristics available with HydroGeoSphere were used. These rock, soils and Goldex tailings are considered homogeneous and isotropic throughout the domain.

The steady-state water-table location was estimated during calibration at the following levels: 3 m below the cover surface (i.e. 319 masl) in the western section of the site, 2.8 m below the cover surface (i.e. 322.5 masl) in the eastern section, and 3.5 m below the cover surface (i.e. 323.5 masl) near the northern edge, at station 13. As already indicated, the numerical model was calibrated under a (pseudo) steady-state using the measured hydraulic head averages of 2012-2015. These measurements are compared to the steady state results in Fig. 3.6. The dispersion of the data can be attributed, in part, to the local seasonal variations of the hydraulic heads. Head measurements ranged from 320.63 to 325.05 m, while the calibrated values are between 320.15 and 324.79 m. The root mean square error (RMSE) is 0.56 m, which is within the calibration target for the heads (i.e. 0.66 m, or 15% of the measured hydraulic heads range; ASTM 2008). The coefficient of determination, R^2 , is 0.84. The corresponding mean error is 0.20 m and the mean absolute error is 0.45 m.

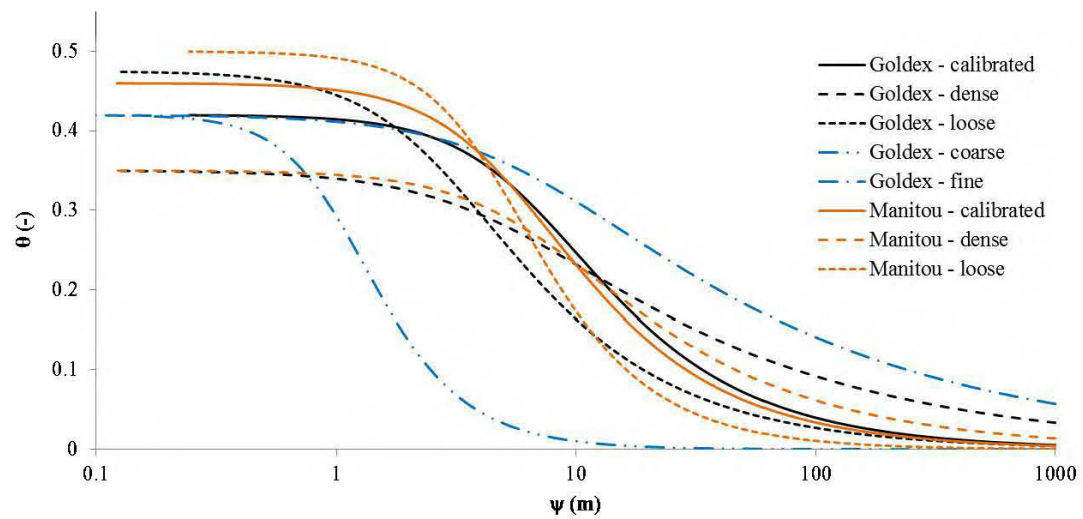


Figure 3.5 Water retention curves expressed using the van Genuchten (1980) Eqn (3.2) for the Goldex and Manitou tailings obtained with the calibration base-case results, and modified parameters presented in Table 3.2 to represent lower (denser) and higher (looser) porosity in Goldex and Manitou tailings, and finer and coarser Goldex tailings grain size

3.4 Transient simulations results

A first transient simulation was performed to compare the simulation results with the field hydraulic head results from August 2012 to August 2015. A parametric study using the climatic data was conducted afterwards to evaluate the effect on the simulation results of varying the properties of the materials. Finally, simulation of different climatic scenarios was undertaken.

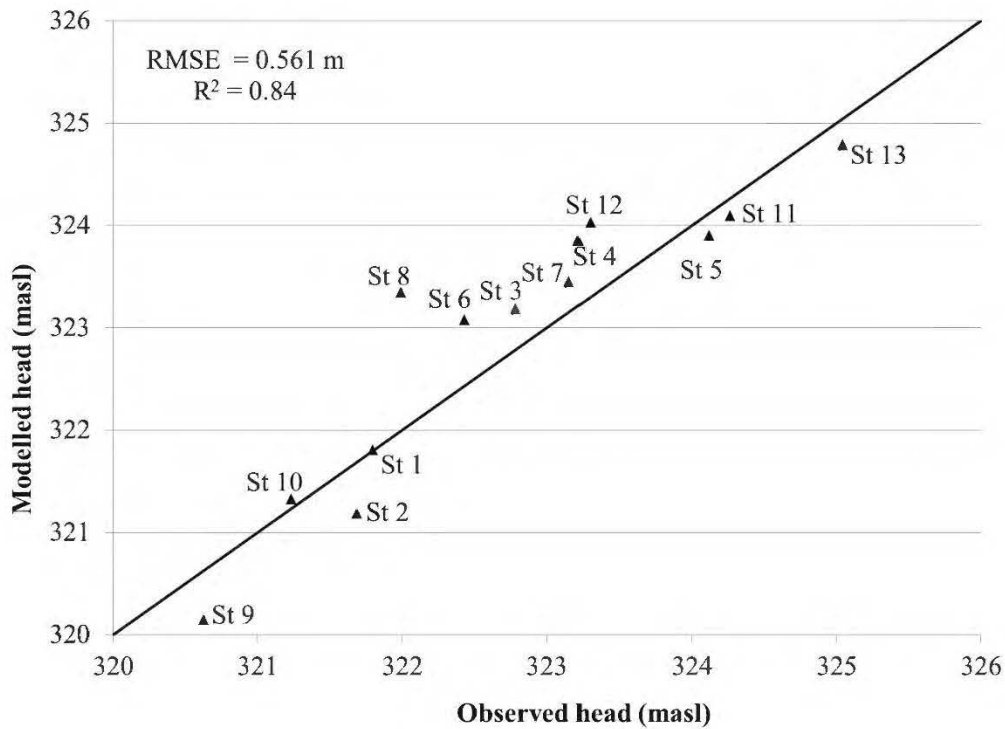


Figure 3.6 Modeled steady state vs. observed hydraulic heads (triangles) at each station, root mean square errors (RMSE) and correlation coefficient (R^2)

3.4.1 Calibrated base case

Following the steady-state simulation described above, a transient-state simulation was performed to assess the ability of the numerical model to represent the hydrogeological behavior of the Manitou TSF 2 based on measured hydraulic heads from August 2012 to August 2015.

Table 3.2 Calibrated values for the saturated horizontal hydraulic conductivity (k_{h_sat}), porosity (n), residual water content θ_r , and saturated water content θ_s of each material; α_{vG} and n_{vG} van Genuchten WRC fitting parameters and air entry values^a for materials employed in the base case calibration and the parametric study

Material	n (-)	C_U (-)	D_{10} (μm)	k_{h_sat} (m/s)	k_{h_sat} / k_{v_sat}	α_{vG} (m^{-1})	n_{vG} (-)	Air entry values (m)	θ_s (-)	θ_r (-)
Goldex tailings - calibrated	0.42	10.5	4	7×10^{-7}	1	0.15	1.87	3.0	0.42	0
Goldex – dense	0.35	10.5	4	1.0×10^{-7}	1	0.207	1.44	3.2	0.35	0
Goldex – loose	0.475	10.5	4	1.1×10^{-6}	1	0.360	1.80	1.4	0.475	0
Goldex – fine	0.42	7.65	2.38	1.3×10^{-7}	1	0.158	1.39	3.6	0.42	0
Goldex – coarse	0.42	10.61	13.85	4.8×10^{-6}	1	0.914	2.68	0.62	0.42	0
Manitou tailings - calibrated	0.46	8.5	6.2	2×10^{-6}	10	0.188	1.89	2.2	0.46	0
Manitou tailings - dense	0.35	8.5	6.2	2.3×10^{-7}	10	0.145	1.65	3.5	0.35	0
Manitou tailings - loose	0.5	8.5	6.2	3.9×10^{-6}	10	0.217	2.25	2.1	0.5	0
Clay formations – calibrated	0.50	-	-	8×10^{-8}	1	3.5237^b	3.1768^b	0.16^b	0.50	0
Clay formations – lower k_{sat}	0.50	-	-	4×10^{-8}	1	3.5237^b	3.1768^b	0.16^b	0.50	0

Table 3.2 Continued

Material	n (-)	C_U (-)	D_{10} (μm)	k_{h_sat} (m/s)	$k_{h_sat} /$ k_{v_sat}	α_{vG} (m^{-1})	n_{vG} (-)	Air entry values (m)	θ_s (-)	θ_r (-)
Clay formations – higher k_{sat}	0.50	-	-	1.2×10^{-7}	1	3.5237 ^b	3.1768 ^b	0.16 ^b	0.50	0
Till - calibrated	0.32	-	-	8×10^{-5}	1	3.5237 ^b	3.1768 ^b	0.16 ^b	0.32	0
Till – lower k_{sat}	0.32	-	-	4×10^{-5}	1	3.5237 ^b	3.1768 ^b	0.16 ^b	0.32	0
Till – higher k_{sat}	0.32	-	-	1.2×10^{-4}	1	3.5237 ^b	3.1768 ^b	0.16 ^b	0.32	0
Rock – calibrated	0.02	-	-	2×10^{-6}	1	3.5237 ^b	3.1768 ^b	0.16 ^b	0.02	0
Rock – lower k_{sat}	0.02	-	-	1×10^{-6}	1	3.5237 ^b	3.1768 ^b	0.16 ^b	0.02	0
Rock – higher k_{sat}	0.02	-	-	3×10^{-6}	1	3.5237 ^b	3.1768 ^b	0.16 ^b	0.02	0

^aAir entry value estimated with the tangent method

^bDefault values of the code (not calibrated)

An average of 94 cm of precipitation occurred as snow during winters for the period 2012-2015. The day-degree snowmelt method (USDA 2012) was integrated into the simulation to represent the winter season during which solid precipitation (snow) occurs, followed by spring snowmelt with a larger water supply. The degree-day method relies on a temperature index that relates the total daily melt to the difference between the mean daily temperature and a reference (freezing) temperature (in this case, 0 °C); the corresponding equation for the amount of snowmelt, M (mm), can be expressed as follow:

$$M = C_M (T_a - T_b) \quad (3.4)$$

where C_M is the degree-day coefficient (mm/degree-day Celsius), T_a is the mean daily air temperature (°C) and T_b is the base temperature (°C). The value of coefficient C_M can vary seasonally and with location; a typical average value of 2.74 mm/degree-day Celsius was used here (USDA 2012).

As stated above, a recharge equivalent to about 30 % of the precipitation was applied. The transient calibration process resulted in a reduction of this ratio to 15% for i) the summer periods from June to August and ii) days with heavy rainfall (> 20 mm/d, which occurred during 14 days over the simulated three-year period). Furthermore, recharge due to rapid snowmelt (> 20 mm/d, which occurred during 16 days of the simulated period) was halved to better fit the field hydraulic head measurements. This calibrated intra-annual variability of the recharge/precipitation ratio is explained by the lower hydraulic conductivity of the frozen near-surface layer that exists over a certain period of time during the snowmelt, resulting in lower infiltration capacity (Newman and Wilson, 1997). The lower recharge/precipitation ratio in the summer is related to favourable evaporation conditions due to higher temperature and solar radiation (Allen et al. 1998; Environment Canada, 2016). Additionally, the recharge/precipitation or recharge/snowmelt partitioning can be smaller during heavy rainfall or rapid snowmelt when the flow exceeds the maximum infiltration capacity

of the soil (Anderson et al. 2015). Recharge is restricted as well when the water table approaches the cover surface.

As Manitou and Goldex tailings are open to the atmosphere along the almost flat surface (i.e. unconfined vertically), it can be considered that the hydraulic head gives the elevation (position) of the water table. Simulation results were compared with hydraulic heads measured four times a day over a three-year period, i.e. August 2012 to August 2015 (Fig. 3.7). For stations 2, 3, 4, 6, 7, 8, 10, and 12, the simulated results are in good agreement with the main trends for these measurements. It is worth recalling that this model was built to simulate the general trends, and not reproduce the daily dynamics. Winter and summer head decreases, as well as spring and fall hydraulic head increases, are well captured by the model. The lower trough of hydraulic heads are reached at the end of winter, while troughs of a smaller magnitude are also observed around July. Hydraulic heads in the spring and fall are often close to the cover surface. The effect of the fixed-head boundary in the numerical model can be observed at stations 1 and 9, located close to the external limit of the model. Hydraulic heads at stations 11 and 13 are not fluctuating as much as the measurements either. The variations in simulated heads were dampened at these stations and do not represent observations as closely during the wet periods; nonetheless, the seasonal trends are reproduced well. Other stations were not affected by this imposed condition.

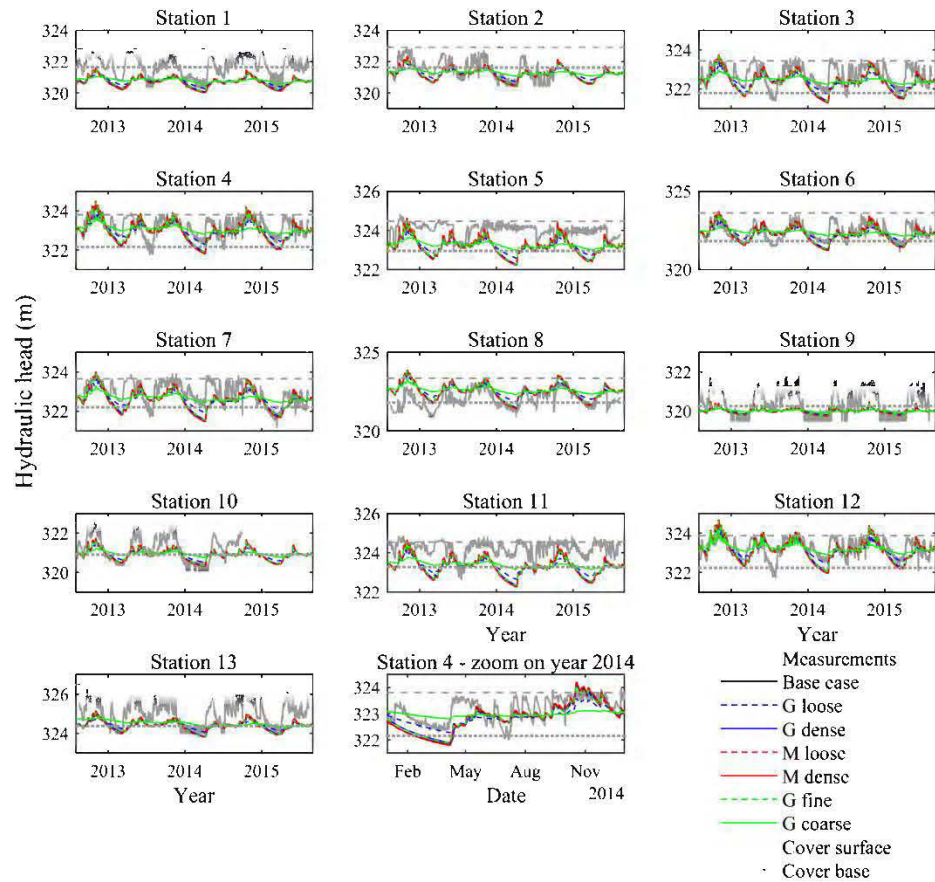


Figure 3.7 Observed vs. simulated piezometric heads with locations of the Goldex/Manitou and Goldex/atmosphere interfaces at all observation wells from 1 August 2012 to 31 August 2015. Simulated cases include the base case results and the variation of parameters presented in Table 3.2 for the Goldex (G) and Manitou (M) tailings

The strengths and weaknesses of the model can also be qualified using the RMSE, for each station. Eight stations (stations 2, 3, 4, 6, 7, 8, 10, and 12) gave RSME values varying between 0.44 and 0.65 m. Stations 5, 9, and 13 have RSME values between 0.66 and 1 m, and stations 1 and 11 had values higher than 1 m. Considering that the numerical model was able to capture variation in the hydraulic heads for most of the

stations and the corresponding RMSE values obtained, the model is considered valid to simulate the hydrogeological behavior of the Manitou TSF 2.¹³

3.4.2 Parametric study based on climatic data collected between August 2012 and August 2015

Additional simulations were performed to complement the precedent simulation and assess the sensitivity of the results to variations of the main hydro-geotechnical parameters. One of the main goals here was to identify the key factors that affect the water table. The effects of varying the saturated hydraulic conductivity of the foundation materials (i.e. rock, till, and clay formations) were first evaluated. Other parameters modified in the various simulations include the porosity of Goldex and Manitou tailings and grain size distribution of the cover material (Goldex tailings). Field investigations showed heterogeneity (with irregular variations with depth and plane location) for these characteristics (Bussière et al. 2008; Ethier 2017), which in turn influence the saturated hydraulic conductivity and water retention curve; such variations can have an impact on the water regime.

3.4.2.1 Variation of the saturated hydraulic conductivity for the rock, till, and clay formations

The calibrated saturated hydraulic conductivity for each foundation material (rock, till, and clay formations) was modified by $\pm 50\%$ (Table 3.2) to evaluate the sensitivity of the model response to these values. Results at stations 2 and 12, considered representative for TSF 2, are presented in Fig. 3.8. An increase of k_{sat} of each of the three foundation materials tends to lower the hydraulic heads; decreasing k_{sat} has the reverse effect. The impact of varying k_{sat} for the till is more pronounced than for the clay formations or rock. Increasing the k_{sat} value of the till lowers the hydraulic heads by up to 0.2 m compared with the base case, while decreasing k_{sat} can increase the hydraulic heads by more than 1 m. The amplitude of the hydraulic heads

¹³ Comparison of the modeled and simulated results for each station are also presented in appendix E

variation is also augmented in the latter case. The effect of varying k_{sat} of the clay formations is negligible, resulting in hydraulic head variations of a few centimeters only. Increasing k_{sat} of the rock by 50% lowers the hydraulic heads by up to 0.05 m, while a k_{sat} decrease of 50% can raise the hydraulic heads by up to 0.15 m.

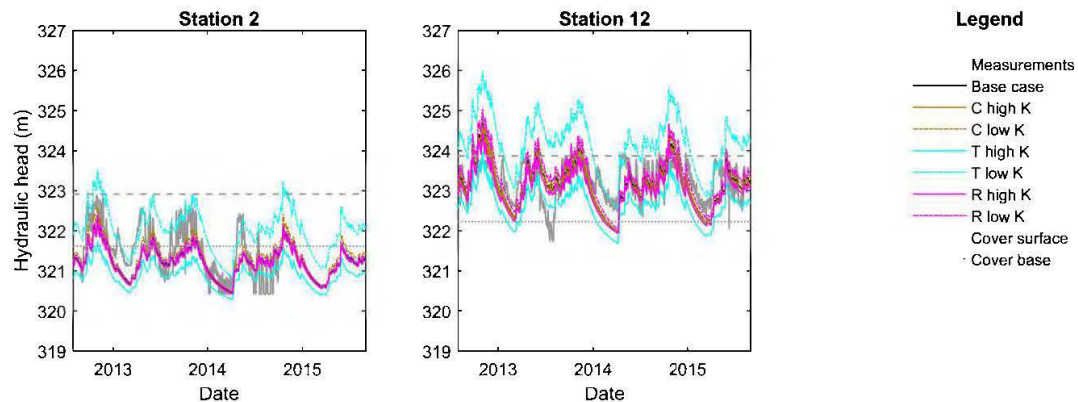


Figure 3.8 Observed vs. simulated piezometric heads and locations of Goldex/Manitou and Goldex/atmosphere interfaces at observation wells of stations 8 and 12. Simulated cases include the base-case results and 50% higher and lower k_{sat} of the rock (R), till (T), and clay formations (C)

3.4.2.2 Variation of porosity of Manitou and Goldex tailings

The porosity (and density) of the Goldex and Manitou tailings varies with depth and horizontal location. Field measured porosities ranged between 0.40 and 0.59 for Manitou tailings and between 0.37 and 0.50 for Goldex tailings (Ethier 2017; Pabst 2011). It was therefore deemed relevant to conduct simulations for higher and lower porosities for both tailings. The effect of these variations on the water retention curves and permeability functions was evaluated with predictive equations that rely on basic geotechnical properties of the tailings.

The modified Kozeny-Carman (KCM) model (Mbonimpa et al. 2002), expressed with Eqn (3.5), was used to calculate k_{sat} for different porosities.

$$k_{sat} = C_G \frac{\gamma_w e^{3+x}}{\mu_w (1+e)} C_U^{1/3} D_{10}^2 \quad (3.5)$$

In this equation, C_G (-) and x (-) are parameters that define pore tortuosity; values $C_G = 0.1$ and $x = 2$ are generally employed for non-plastic/non-cohesive materials. γ_w (9.81 kN/m³ at 20°C) and μ_w (10⁻³ Pa·s at 20°C) are respectively the volumetric unit weight and the dynamic viscosity of water; e (-) is the void ratio ($e = n / (1 - n)$); D_{10} (mm) is the effective diameter corresponding to 10 % passing on the cumulative grain-size distribution curve; C_U (-) is the uniformity coefficient ($= D_{60} / D_{10}$, with D_{60} (mm) being the diameter corresponding to 60 % passing).

The Modified Kovács (MK) model developed for granular materials (Aubertin et al. 2003) was used to estimate the water retention curve from the same basic geotechnical properties. The main equation of the MK model can be written as follows to relate the global degree of saturation S_w to the capillary S_c (-) and adhesion S_a (-) components that are a function of suction:

$$S_w = \frac{\theta}{n} = 1 - (1 - S_c)(1 - S_a) \quad (3.6)$$

where θ is the volumetric water content (-). The capillary and adhesion components of the MK model are expressed as a function of the pore-size distribution parameters e , D_{10} , and C_U . Further details can be found in Aubertin et al. (2003).

Hydraulic heads were calculated for denser Goldex and Manitou tailings, with the same porosity $n = 0.35$. Simulations were also performed for looser tailings, with porosity $n = 0.5$ for Manitou tailings and 0.475 for Goldex tailings. The corresponding k_{sat} are lower than the calibrated results for denser tailings, i.e. 2.3×10^{-7} m/s for Manitou tailings and 1.0×10^{-7} m/s for Goldex tailings (see Table 3.2). These are inversely higher than the calibrated values for the looser tailings, i.e. 3.9×10^{-6} m/s for Manitou tailings and 1.1×10^{-6} m/s for Goldex tailings. Denser tailings

have a higher air entry value and a steeper water retention curve slope than looser tailings (Fig. 3.6).

The simulated trends for the hydrogeological response of scenarios with denser and looser tailings are similar to the ones obtained with the basic scenario. The hydraulic heads shown in Fig. 3.7 are different by a few centimetres (up to about 10 cm) for cases with denser Manitou and Goldex tailings and looser Manitou tailings. The magnitudes of the seasonal variations in the hydraulic heads for the scenario with looser Goldex tailings are not as large as for the other scenarios. Gaps within the base-case scenario results, in this case, are mainly observed after sharp decreases or increases in hydraulic heads. Additionally, the peaks and troughs are less pronounced; the maximum difference in the hydraulic heads, relative to the base scenario, can exceed 1 m depending on the location and time. A detailed view of measurements and simulation results at station 4 in 2014 is shown at the bottom right of Fig. 3.7 to better identify particularities of each curve. The hydraulic heads indicated that the water table was near the cover surface in November 2013. The heads decreased until 7 April 2014, at which point the simulated heads were 321.82 m for the base-case simulation. These heads were 0.01 and 0.02 m lower than for the base case with looser and denser Manitou tailings, respectively, and 0.06 m higher with denser Goldex tailings. The discrepancies between the base case and the parametric analyses results were more pronounced for looser Goldex tailings, with heads 0.46 m higher. The base-case simulation gave a higher spring peak (323.28 m), on 17 May 2014; this is close to the measured head which oscillated near this value. The heads for simulations with varied Manitou tailings parameters are within 2 cm of the base-case results for this peak (i.e., there was almost no influence of Manitou tailings properties). The simulated heads with denser and looser Goldex tailings are 0.17 and 0.41 m lower than for the base-case results, respectively. Thus, sectors with a cover having a lower porosity (if they exist) would be expected to induce more significant

discrepancies between measurements and simulation results. Lower differences would be observed for sectors with higher porosities.

3.4.2.3 Variation of the grain size distribution of the cover material

Deposition of Goldex tailings tends to produce grain size segregation in the TSF 2, so the Goldex tailings grain size distribution is not homogeneous. A characterization investigation of this heterogeneity was performed with grain size analyses on samples taken at two depths in the cover, at the 13 monitoring stations (see Ethier 2017 for more details). Typical finer and coarser grained Goldex tailings were sampled close to the surface at stations 8 and 10, respectively; their main properties are presented in Table 3.2. The D_{10} and C_U values of the Goldex fine-grained tailings are respectively 2.38 μm and 7.65, whereas these equal 13.85 μm and 10.61 for the coarser tailings. The saturated hydraulic conductivities of these samples were estimated with the KCM model (Eqn 3.5) and the water retention curves were obtained from the MK model (Eqn 3.6 with complementary components). The corresponding k_{sat} value of Goldex fine tailings used in the simulations is 1.27×10^{-7} m/s while α_{vG} and n_{vG} parameters of the van Genuchten (1980) equation are respectively 0.158 and 1.39. These values are $k_{\text{sat}} = 4.78 \times 10^{-6}$ m/s, $\alpha_{\text{vG}} = 0.914$, and $n_{\text{vG}} = 2.68$ for the Goldex coarse tailings. The corresponding water retention curves are presented in Fig. 3.5. The curves shown for the coarse- and the fine-grained Goldex tailings represent the lowest and highest air entry values (0.62 and 3.6 m, respectively) of all the simulated scenarios for Goldex tailings. It was observed that their impact on the calculated hydraulic heads may exceed that of the other variable parameters considered in this study.

The simulation results (Fig. 3.7) show that the difference between the base case and fine Goldex tailings scenarios is negligible. Fluctuations of the simulated hydraulic head tend to be lower for simulations with the coarser Goldex tailings and these are less representative of field measurements. For example, at station 6, the hydraulic head range for the duration of the simulation is 0.6 m (from 322.2 to 322.8 masl),

while it is 2.4 m in the base case (321.2 to 323.6 m); the variation is 2.2 m for the field measurements (321.4 to 323.6 m). During the winter months in 2014, simulated hydraulic heads are nearly 1 m higher than base case results for half of the stations. Hydraulic head peaks during the fall and spring are also lower than for the base case. For example, during the drought at station 4 on 7 April 2014, the head for the simulation of finer tailings was 0.05 m higher than for the simulated base case (321.82 m). The simulated result was 0.98 m higher for coarser tailings. Additionally, for the peak observed on 17 May 2014 (323.28 m), the head of the finer Goldex tailings is 0.15 m lower than for the base case result. The simulated head is 0.31 m lower for coarser tailings. These discrepancies in the peak value of 17 May 2014 could be due to the hydrogeological properties of the coarse Goldex tailings which have a higher hydraulic conductivity and lower air entry value compared to other cases simulated in this study. These results indicate that the field response for portions of the site with coarser materials may be captured less reliably with these numerical simulations.

3.4.3 Effect of climatic conditions

Changes in the top boundary conditions of the system can have an impact on water recharge, flow and distribution and on the water table. The following climatic scenarios were simulated: i) normal climate, ii) summer with a dry spell and iii) long term regional climate change forecast.

3.4.3.1 Normal climate

Simulations using average climatic data were conducted to assess “normal” annual evolution of the hydraulic heads on site. Daily climatic parameters between 1984 and 2014 (Environment Canada 2016) were averaged to define the normal daily precipitation and temperatures. The normal climate is characterized by a total annual rainfall of 830 mm, from which 310 mm falls as snow. Recharge was calculated from the precipitation data with the method defined in section ‘*Calibrated base case*’, as

illustrated in Fig. 3.9. The snowmelt begins on April 13th and the recharge flux is between 2.59 and 5.53 mm/d between April 14th and 21st. It then varies from 0.13 to 2.42 mm/d until November 4th. There is no recharge during the rest of the year because of negative temperature ($< 0\text{ }^{\circ}\text{C}$) and solid precipitation.

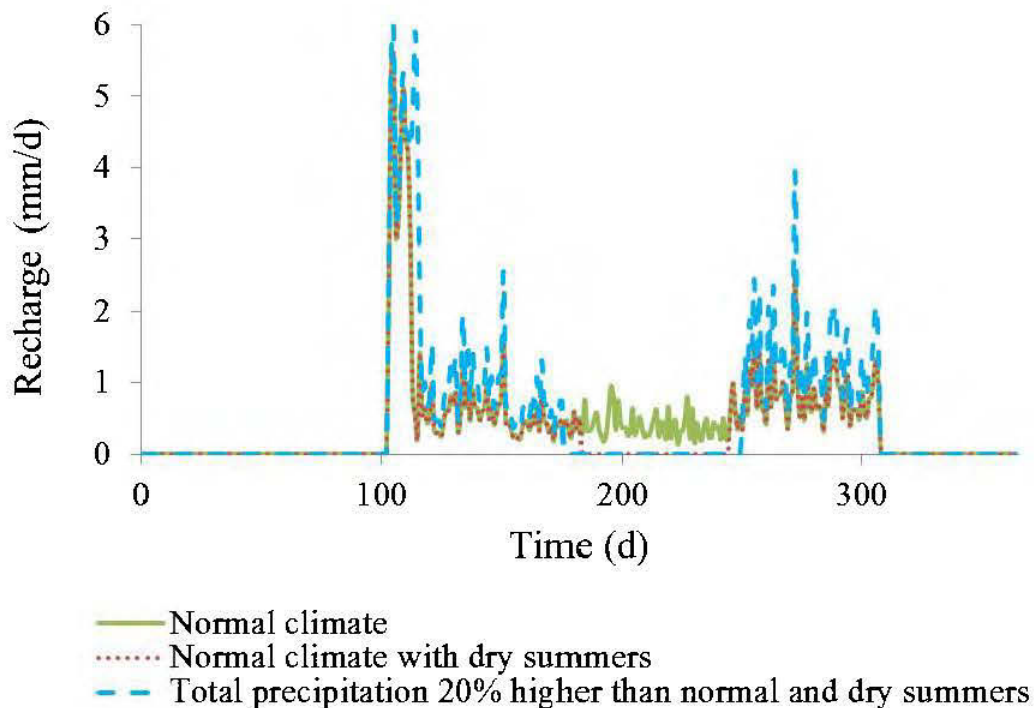


Figure 3.9 Imposed daily recharge for the simulation with the normal climate, with the normal climate and summer dry spells, and with precipitation 20% higher than for normal climate and dry spells

Simulated hydraulic heads at the monitoring stations are illustrated in Fig. 3.10. These are reproducing spring and fall rises, and the decreases observed in winter and summer. Summer water tables are located below the Manitou and Goldex tailings interface at six stations. The day with the lowest simulated summer levels is September 3. These are 0.97 m lower than the interface at station 1, 0.49 m at station 2, and 0.30 m at station 9; the distance less than 0.08 m at stations 10, 11, and 13. The

water tables remain in the cover for the other stations all year long, except during the winter (when there is no significant oxygen diffusion). The highest simulated fall levels occurred on November 4th. These are 0.47 m below the interface at station 1, 0.08 m below the interface at station 9, and between 0.16 and 1.74 m above the interface at the other stations.

3.4.3.2 Summers with a dry spell

The effect of drier summers was simulated using the normal climate modified with recurrent two dry months (62 days) during the summer, for five years. Dryness for a similar number of days was also simulated by other authors to reproduce the effect of drier periods in this region (Aubertin et al. 1999; Broda et al. 2014, Bussière 1999; Pabst 2011; Ricard et al. 1997). For this simulation, the normal climate without any recharge during July and August was applied (see Fig. 3.9).

The hydraulic heads from this simulation are significantly lower than those from the normal climate, from July to November (Fig. 3.10). Only station 12 shows a water table above the Manitou and Goldex tailings interface during the entire summer. The water tables during the drought that included September 3rd, which is identified as the summer day with the lowest water table using normal climate, are 0.07 m above the interface at station 12, between 0 and 0.5 m below the interface for stations 3 to 10 and 13, and between 0.5 and 1.32 m lower than the interface for stations 1, 2, and 11. These levels are 0.17 to 0.71 m below the levels simulated with the normal climate. The system regains its normal behavior quickly after the drought periods, with the beginning of normal precipitation. The peak levels simulated on November 4th are between 0.03 and 0.47 m lower than those simulated with the normal climate. It was observed that the simulated trends were the same for each year, so there is no cumulative effect of the recurring dry spells on the simulations results.

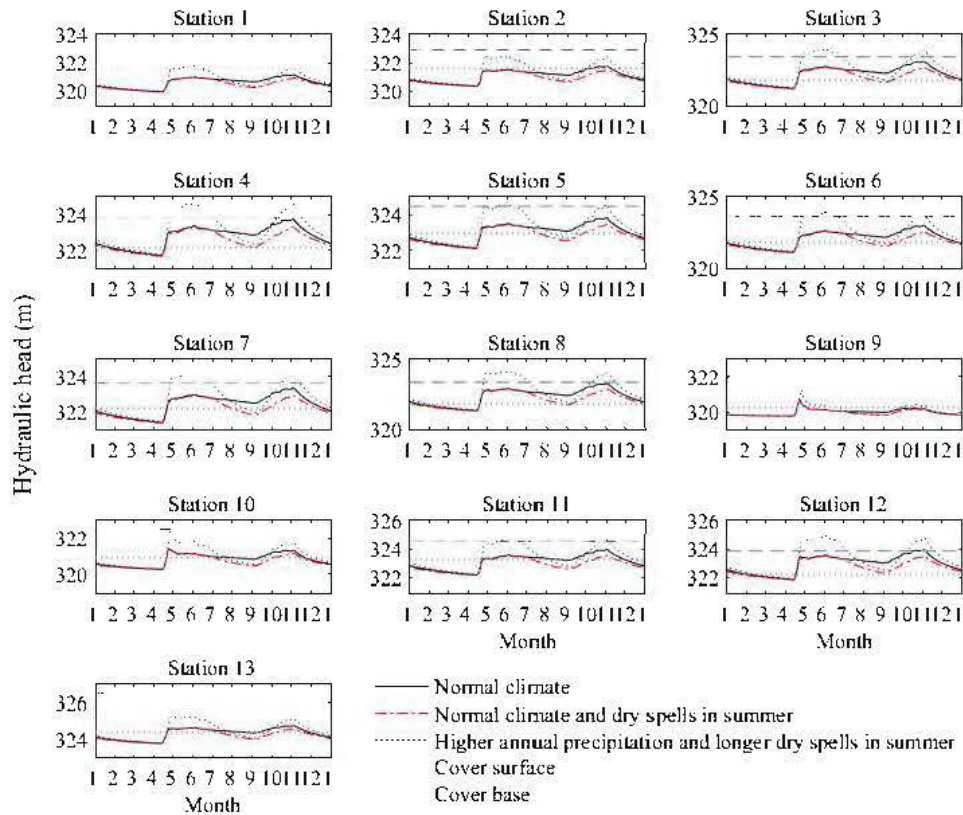


Figure 3.10 Simulated piezometric levels compared to the surface and the base of the cover at the observation wells for the 1st year of the scenarios with the normal climate, the normal climate with dry spells in July and August, and with precipitation 20% higher than for normal climate and dry spells

3.4.3.3 Summer dry spells and higher annual rainfall

The efficiency of the long-term reclamation works can be affected by climate change. Unfortunately, no specific local climatic prediction is available for the Mamitou site region. A scenario inspired by potential climate changes over a time horizon 2081-2100 was defined for this investigation, based on the Coupled Model Intercomparison Phases (CMIP) 3 and 5, which are multi-model data sets which include around 30

global coupled ocean-atmosphere general circulation models (Ouranos 2015). These modelled climatic scenarios predict a rise of winter and spring precipitation and a rise of the annual maximum precipitation quantity for all durations and return periods. In the region of Quebec where the Manitou site is located, the CMIP5 multi-model predicts an increase in annual precipitation of 26 % by 2080 (on average), with the 5th percentile being 12 % and the 95th percentile being 44 %. Additionally, 12 of the 17 CMIP3 simulations suggest the occurrence of longer summer periods without precipitation and drier summer conditions by 2081 to 2100. Potential temperature changes were not incorporated into the simulations because of their large uncertainties and contradictory tendencies. Thus, the actual normal temperatures were used.

A scenario was constructed without precipitation for a time that lasts 20 % longer, i.e. 74 days instead of 62, and with total annual precipitation 20 % higher than with the normal climate (over the rest of the year). This idealized and simplified climatic change scenario helps understand the sensitivity of the model to such variations. Daily precipitation for the other 291 days was calculated with the following equation:

$$P_{D,CC} = P_{D,N} \times \frac{P_{A,CC}}{P_{A,N}} \quad (3.7)$$

Where $P_{D,CC}$ is the daily precipitation for the climate change scenario (mm/d), $P_{D,N}$ is the daily precipitation for the normal climate scenario (mm/d), $P_{A,CC}$ is the annual precipitation for the climate change scenario (mm/yr), and $P_{A,N}$ is the annual precipitation for the normal climate scenario (mm/yr). The snow cover is thicker for this simulation and the snowmelt is a few days longer. The resulting recharge values were calculated with the method described in section ‘*Calibrated base case*’ and are presented in Fig. 3.9.

With this climate change scenario, the hydraulic heads were mostly higher than for the other scenarios, as shown in Fig. 3.10. The rises in hydraulic heads were

significantly higher in the spring and fall. For example, all hydraulic heads at all stations in November (month 11) are in the cover. These heads are 0.21 to 0.84 m higher than for the normal climate. However, the simulated hydraulic heads were generally lower than normal from the beginning of August to mid-September. With dry spells, the heads are on average 0.10 m below those of the normal climate scenario. The water tables are lower, below the Goldex and Manitou tailings interface, during the summer for 10 stations, compared to 12 stations for the scenario with a dry summer only (section '*Summers with a dry spell*'). The water tables on September 3rd are 0.22, 0.15 and 0.07 m above the interface at stations 12, 4, and 8, respectively; from 0 to 0.5 m below the interface at stations 3, 5, 6, 7, 9, 10, 11, and 13; and from 0.5 to 1.37 m below the interface at stations 1, 2, and 11.

3.4.3.4 Simulated water table level vs the target criterion

The long term simulated hydraulic heads relative to the Manitou and Goldex tailings interface are compared for the three climatic scenarios on June 1st, July 1st, August 1st, September 1st, and October 1st, shown in Fig. 3.11. It can be observed that the lower hydraulic heads are obtained on September 1st for all scenarios. With normal climate data, a western portion in the TSF 2, close to or including stations 1, 2, 9, and 10, does not meet the environmental target criterion during more than one month in the summer. The hydraulic head levels at the nine other stations are above the interface between the Goldex and Manitou tailings most of the time; the environmental target is not met over less than a month.

It can also be observed that the target criterion is poorly attained for the dry spell scenario. Hydraulic head levels on June 1st and July 1st show slight differences with those generated from the scenario with normal precipitation. However, the hydraulic head levels are below the interface between the Goldex and Manitou tailings over more than 50% of the site on August 1st and September 1st. The hydraulic head levels recover fast with the September rainfalls and the levels are acceptable on October 1st.

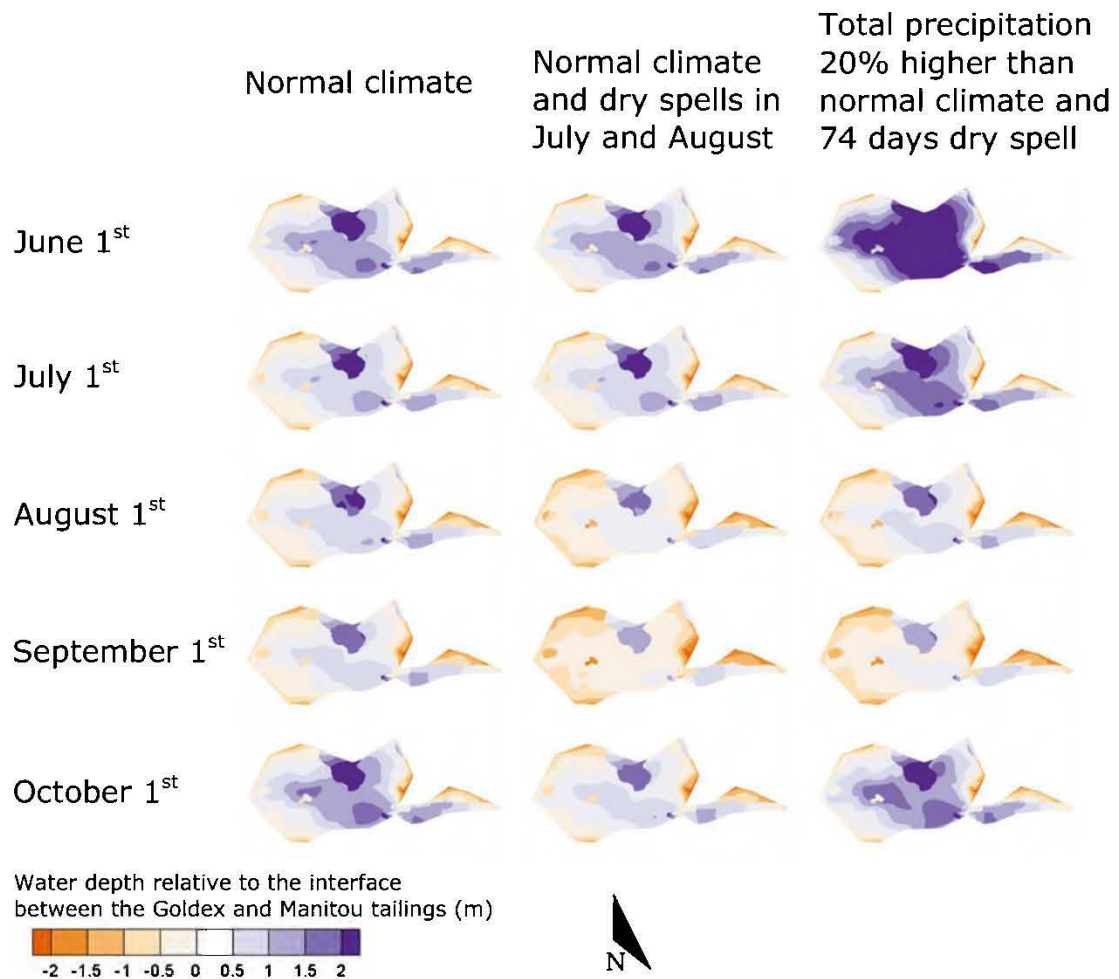


Figure 3.11 Simulated long-term water-table depths relative to the interface between the Goldex and the Manitou tailings on June 1st, July 1st, September 1st, and October 1st for the present climate, for the present climate with dry spells in July and August, and with the scenario with total precipitation 20% higher than for normal climate and a 74-days summer dry spell

The simulated hydraulic heads for the case with longer dry spells and higher annual rainfall are higher than for the normal climate scenario on June 1st and July 1st. Hydraulic heads on August 1st and September 1st are however significantly lower than for the normal climate scenario. These heads are also slightly higher than for the dry

spell scenario, but notwithstanding, a significant part of the site, particularly in the western area of TSF 2, does not meet the target environmental criterion. Soon after, in September, the hydraulic heads increase significantly and are above the interface between the Manitou and Goldex tailings.

3.5 Discussion

Hydrogeological modeling is a valuable tool for evaluating the ability of reclamation methods to meet design and performance objectives. This is particularly relevant when implementing the EWT technique as a control measure for AMD prevention. Results presented above show that the developed numerical models were able to represent relatively well the actual hydrogeological behaviour of the Manitou TSF 2. Nonetheless, some discrepancies between simulated and measured results were observed at some monitoring stations; the main differences are assessed and discussed here.

An appropriate representation of all the field characteristics of the Manitou TSF 2 was difficult. Some characteristics of the Goldex tailings, such as porosity and grain size distribution, vary with depth and horizontal location on site (Ben Khouya, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, personal communication, 2017; Ethier 2017). These heterogeneities can occur on a relatively small scale so it is nearly impossible to take these into account explicitly in the numerical models. These variations are notably due to the Goldex tailings deposition technique (deposited at approximately 50% solids) and to the use of multiple deposition points at the TSF 2 which tend to promote stratification and segregation (L'Écuyer et al. 1992; Blight 2010; Cavalcante et al. 2013; Talmon et al. 2014). The presence of sporadic vegetation and desiccation cracks (Ethier, 2017) on Goldex tailings can also have an influence on the water regime and were neglected in this study. For the Manitou tailings, heterogeneities are mainly due to the fact that TSF 2 is a spilling area caused by dyke breaches, so contaminant transport with water into the area was uncontrolled,

but mainly horizontal, from east to west. This mode of deposition is consistent with a positive k_h/k_v . The sensitivity analysis showed that the magnitudes of the seasonal variations in the hydraulic heads for the coarse and loose Goldex tailings were not as large as for the other scenarios. Therefore, the areas with coarse and/or loose Goldex tailings could be characterized by measured water tables which differ from simulated levels.

Calibration performance indicators suggested a less precise fit for stations 5 and 11, which could be explained by a less detailed topographic representation in this area. For example, the elevation of the interface between the Manitou tailings and the clay formations layer was measured at fewer locations than that of the interface between the Manitou and Goldex tailings. Thus, knowledge of the real interface elevation at the base of Manitou tailings is less precise and could affect the representativity of the numerical results.

Fluctuations of the water table elevation near the fixed head boundary did not show amplitudes as high as those observed in the field. The simulation results could have been improved by including a time-dependent boundary condition. However, it was considered that the water levels were generally well-reproduced in most of TSF 2; the addition of more complex boundary condition was not deemed necessary to assess the response in the main area of this site. The results presented here largely focused on locations far from the boundaries because of the adverse effect observed close to the fixed head boundaries. Levels that were not fluctuating enough in the numerical model are often close to the lower water level measured (e.g. stations 1, 9, 10, and 13 in Fig. 3.4). This represented the worst case for the water table for most of the time at these stations (thus leading to conservative results). Constructing model(s) with external boundaries located farther from the storage facility could have improved the fit. However, there is no connection of the unconfined aquifer with the field at the north, south and east sides of the model; the east dike is impervious and the north and

south sides are along a dike deeper than the unconfined aquifer. It can also be anticipated that the fixed head boundary conditions could differ for the dry spells and the simplified climate change scenarios. However, it would have been very difficult (and uncertain) to estimate the changes along the fixed head boundaries *a priori* and hence these conditions were not modified.

This study sought to determine the elevation of the water table at the Manitou TFS2 and evaluate if the target elevation would be met by the system to control AMD generation. This target water table (at the interface between the Manitou and Goldex tailings) was determined from laboratory column tests (Demers et al. 2013). An EWT level at the interface would induce a high degree of water saturation in the Manitou and Goldex tailings which would significantly reduce oxygen diffusion from the atmosphere into Manitou tailings based on Fick's laws (e.g. Mbonimpa et al. 2003). However, the capacity of laboratory tests to precisely reproduce *in-situ* conditions is limited due to a number of factors, including scale effects (Plante et al. 2014). Also, thickness of the cover in the column tests was 1 m, while the measured cover thickness in the field was between 1.2 and 2.1 m. The distribution of the moisture content (and degree of saturation) could be influenced by cover thickness which in turn may influence oxygen ingress through the cover. These factors suggest that acid drainage production may not necessarily occur when the water table environmental criterion is not met temporarily. Additional work indicates that the Goldex cover can also help control oxygen fluxes and avoid formation of AMD, even when the water table drops slightly below the criterion. Field evaluation of the oxygen migration is also part of this investigation; further information can be found in chapter 4.

3.6 Conclusion

The Manitou TSF 2 site was reclaimed with the elevated-water-table technique. A performance criterion was determined from a previous laboratory study indicating that the water table should remain at or above the interface between the Manitou and

Goldex tailings, except during the winter months, in order to minimize sulphide oxidation and control AMD generation. Field measurements of the piezometric levels showed that the water table was mostly near or above the interface between the Manitou and Goldex tailings for the August 2012-August 2015 observation period. The water tables were lower than the interface for short periods at specific locations in the TSF. However, these levels were usually close to the interface; i.e., almost always at a depth equal to less than half of the air entry value of the Manitou tailings, which is a criterion suggested in the literature for the EWT technique (Ouanguwa et al. 2010).

A 3D numerical model was developed based on field data using the HydroGeoSphere numerical model to assess the hydrogeological behaviour of the Manitou TSF 2. The simulation results were compared with *in-situ* measurements for steady-state and transient conditions (August 2012 to August 2015). Winter and summer decreases, as well as spring and fall increases in hydraulic heads, were well captured by the model. The effects of the fixed-head boundary conditions dampened the variation in simulated heads at stations near these boundaries, thus simulated heads did not represent observations well during the wet periods. However, the seasonal trends were well reproduced at the other stations.

A numerical parametric study was conducted to assess the impact on simulation results of variations in the material properties and in climatic conditions. Variations in the foundation material properties and Manitou tailings properties did not significantly affect simulated head results. However, numerical results showed that heterogeneities in the Goldex tailings cover could have an impact on hydraulic heads, especially for looser and coarser tailings which have higher hydraulic conductivities and lower air entry values than for the calibrated scenario. The amplitude of the variation of the water table could be lower in the field than modelled for zones with looser and coarser Goldex tailings. These reasons can explain discrepancies between

the measured and simulated results. The hydraulic head results for the simulation with the normal local climatic data were above the interface between the Goldex and the Manitou tailings most of the time. Hydraulic heads located below the interface were simulated at six stations during the summer. Simulations without precipitation in July and August showed that the reclamation method is sensitive to dry spells, which can induce lower water table conditions. However, the performance of the reclamation technique should be regained rapidly after a dry period as no cumulative effects were observed after many years with summer dry spells. Climatic changes can also have consequences on the performance of the reclamation techniques; the hydraulic heads for the simplified climate change scenario were lower than for the normal climatic data near the end of the summer.

Simulation results suggest that the reclamation technique implemented at Manitou TSF 2 is generally appropriate as it keeps the phreatic surface at the desired level for the normal climate. Measures to maintain the water table at a higher level could be required if dry spells were to happen more frequently due to the climate change. These potential measures would involve a modification of the site water balance. For examples, the modifications could include the placement of a layer of coarse grained material on the surface (i.e. gravel or crushed mine waste rock) to limit evaporation or modifying the external dikes to decrease the outflow.

Numerical simulations, as performed in this study, are important to assess mine site reclamation scenarios that use site hydrogeology to limit the production of AMD. They are particularly crucial in the context where the reclamation techniques must be effective not only in the present, but also for hundreds of years, despite the impacts of future climatic changes. Therefore, it would be beneficial to integrate regionalized climate change predictions into the simulations as they are developed.

3.7 Acknowledgements

The authors thank the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT-Polytechnique, www.RIME-IRME.ca) for providing funding for this project. Our acknowledgements also go to the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Site Reclamation, to NSERC for the Alexander Graham Bell Canada Doctoral Scholarship, and to the FRQNT for the Doctoral B2 Scholarship granted to the first author. Additional support was also provided by the employees at URSTM-IRME who assisted with the field work and by the Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec and Agnico-Eagle Mines who enabled access to the Manitou site.

3.8 References

Adu-Wusu C, Yanful EK, Mian MH (2001) Field evidence of resuspension in a mine tailings pond. *Can Geotech J* 38: 796-808, doi 10.1139/cgj-38-4-796

Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998) Crop Evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements. Irrigation and Drainage paper 56 FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.HTM>, accessed on 16 March 2017

Anderson MP, Woessner WW, Randall JH (2015) Applied groundwater modeling; simulation of flow and advective transport, 2nd edn. Elsevier

ASTM (2008) Standard guide for calibrating a groundwater flow model application D5981 - 96(2008) American Society of Testing Materials, ASTM International, pp. 6

Aubertin M, Bussière B, Bernier L (2002) Environnement et gestion des rejets miniers (Environment and mine wastes management). Manual on CD-ROM, Presses Internationales Polytechnique, Montréal, Canada

Aubertin M, Bussière B, Monzon M, Joanes AM, Gagnon D, Barbera JM, Aachib M, Bédard C, Chapuis RP, Bernier L (1999) Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase II – Essais en place (A study of dry covers constructed from mine tailings, Phase II: *In-situ* test). Mine Environment Neutral Drainage Report (NEDEM/MEND) 2.22.2c, CANMET Secretariat, Ottawa, Ont, pp. 395

Aubertin M, Bussière B, Pabst T, James M, Mbonimpa M (2016) Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. 2nd Geo-Chicago Conf, Chicago, pp. 343-358

Aubertin M, Chapuis RP, Aachib M, Bussière B, Ricard J-F, Tremblay L (1995) Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers (Laboratory evaluation of dry covers constructed from mine tailings). Rapport NEDEM/MEND Report 2.22.2a

Aubertin M, Dionne J, Marcoux L (1997) Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers. 4th ICARD, Vancouver, BC, pp. 1849-1866

Aubertin M, Mbonimpa M, Bussière B, Chapuis RP (2003) A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. Can Geotech J 40: 1104-1122, doi 10.1139/T03-054

Aubertin M, Pépin N, Mbonimpa M, James M, Prétot F, Maknoon M, Bussière B (2011) Vers une mise à jour des critères de stabilité géotechnique pour la conception des ouvrages de retenue de résidus miniers (Towards an update of the geotechnical stability criteria for the design of tailings impoundments). Symposium on mines and the environment, Rouyn-Noranda, Canada, pp. 38

Awoh AS, Mbonimpa M, Bussière B (2013) Field Study of the Chemical and Physical Stability of Highly Sulphide-Rich Tailings Stored Under a Shallow Water Cover. Mine Water Environ 32: 42-55, doi 10.1007/s10230-012-0213-5

Ben Abdelghani F, Aubertin M, Simon R, Therrien R (2015) Numerical simulations of water flow and contaminants transport near mining wastes disposed in a fractured rock mass. *Int J Min Sci Technol.* 25: 37-45, doi 10.1016/j.ijmst.2014.11.003

Blight GE (2010) *Geotechnical Engineering for Mine Waste Storage Facilities*, Boca Raton, USA

Broda S, Aubertin M, Blessent D, Maqsood A, Bussière B (2014) Simulating the variation of the phreatic surface level to assess reclamation techniques for an acidic tailings impoundment - A field-scale study. 67th CGS Conf, Regina, Canada, pp. 7

Bussière B (1999) Étude du comportement hydrique de couvertures avec effet de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques (Study of the hydric behaviour of inclined covers with capillary barrier effects with physical and numerical modelings). PhD thesis, Polytechnique Montreal

Bussière B (2009) Acid mine drainage from abandoned mine sites : problematic and reclamation approaches. *Int Symp Geoenviron Eng, ISGE2009, Adv Environ Geotech*, Hangzhou, China, pp. 111-125

Bussière B, Aubertin M, Zagury GJ, Potvin R, Benzaazoua M (2005) Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées (Key challenges and possible solutions for reclamation of abandoned mine waste storage areas). *Symp 2005 sur l'environnement et les mines CD-ROM*, Rouyn-Noranda, Canada

Bussière B, Maqsood A, Demers I, Éthier M-P, Aubertin M, Chapuis RP (2008) Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou, Rapport intermédiaire PU-2008-03-371 (Physical modeling of reclamation for different scenarios and assessment of the

hydrogeological behaviour: Manitou site, Interim report PU-2008-03-371). URSTM-UQAT, pp. 15

Bussière B, Maqoud A, Demers I, Rousselle M, Aubertin M, Chapuis RP (2011) Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou, Rapport final PU-2008-03-371 (Physical modeling of reclamation for different scenarios and assessment of the hydrogeological behaviour: Manitou site, Final report PU-2008-03-371). URSTM-UQAT, pp. 81

Carrera-Hernández JJ, Mendoza CA, Devito KJ, Petrone RM, Smerdon BD (2012) Reclamation for aspen revegetation in the Athabasca oil sands: Understanding soil water dynamics through unsaturated flow modelling. *Can J Soil Sci.* 92: 103-116, doi 10.4141/CJSS2010-035

Catalan LJJ, Yanful EK (2002) Sediment-trap measurements of suspended mine tailings in shallow water cover. *J of Environ Eng* 128: 19-30, doi 10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:1(19)

Cavalcante ALB, Ribeiro LFM, de Assis AP (2013) Experimental and physical analysis applied to tailing dams. *Electron J Geotech Eng.* 18 C: 485-495

Chapuis RP, Aubertin M (2003) On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Can Geotech J.* 40: 616-628, doi 10.1139/T03-013

Charlier J, Charlier-Vanderschraege D, Rodolphe DK, Dorval G (2014) *Le Grand atlas du Canada et du monde*, 4th ed, Bruxelles

Collin M (1987) Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Licenciate Treatise, Royal Institute of Technology

Cooley RL (1982) Some new procedures for numerical solution of variably saturated flow problems. *Water Resour Res* 19: 1271-1285, doi 10.1029/WR019i005p01271

Cosset G, Aubertin M (2010) Physical and numerical modelling of a monolayer cover placed on reactive tailings. 63rd CGC & 1st Joint CGS/CNC-IPA Permafr Spec Conf, Calgary, AB.

Dagenais A-M (2005) Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires (Techniques to control acid mine drainage based on capillary barrier effects). PhD Thesis, Polytechnique Montreal

Dagenais AM, Aubertin M, Bussière B (2006) Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table. In: Barnhisel RI (ed) 7th ICARD The American Society of Mining and Reclamation, St. Louis, Missouri, pp. 405-420

Demers I, Bussière B, Benzaazoua M, Mbonimpa M, Blier A (2008) Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Miner Eng* 21: 317-329, doi 10.1016/j.mineng.2007.11.006

Demers I, Bussière B, Rousselle M, Aubertin M, Pabst T, Lacroix R (2013) Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou site using Goldex tailings, 23rd World Min Congress, Montreal, Canada

Dobchuk B, Nichol C, Wilson GW, Aubertin M (2013) Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal* 50(7): 777-792, doi 10.1139/cgj-2012-0119

Dripps WR, Hunt RJ, Anderson MP (2006) Estimating recharge rates with analytic element models and parameter estimation. *Ground Water*. 44: 47-55, doi 10.1111/j.1745-6584.2005.00115.x

Environment Canada (2016). Climatic database for the Val D'Or station, Québec, Canada, www.climate.weather.gc.ca. Cited 11 November 2016

Ethier M-P, Bussière B, Aubertin M, Demers I, Maqsoud A, Dionne J, Roy M (2014) Results from a field investigation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings 67th CGS Conf, Regina (Saskatchewan), Canada

Ethier M-P, Bussière B, Aubertin M, Maqsoud A, Demers I, Lacroix R (2013) *In-situ* evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results. 66th CGS & 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conf, Montréal, Canada

Gosselin M (2007) Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène (Study of the influence of hydrogeochemical characteristics of reactive mine tailings on the oxygen diffusion and consumption). Master thesis, Polytechnique Montreal

Gosselin M, Mbonimpa M, Pabst T, Aubertin M (2012) Evaluating the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings using laboratory and field tests. 9th ICARD, Ottawa, ON, Canada

Huyakorn PS, Thomas SD, Thompson BM (1984) Techniques for making finite elements competitive in modeling flow in variably saturated porous media. *Water Resour Res.* 20: 1099-1115, doi 10.1007/978-3-662-11744-6_17

Khalil, B, Broda, S, Adamowski, J, Ozga-Zielinski, B, Donohoe (2015) Short-term forecasting of groundwater levels under conditions of mine-tailings recharge using wavelet ensemble neural network models. *Hydrogeol J.* 23: 121-141, doi 10.1007/s10040-014-1204-3

L'Écuyer M, Chapuis RP, Aubertin M (1992) Propriétés hydro-géotechniques des résidus miniers de Solbec et Cupra, Québec (Hydro-geotechnical properties of Solbec and Cupra mine tailings, Quebec) 45th CGS Conf, Toronto, Ontario, pp. 79-71–79–11

Leblanc Y (2010) Étude hydrogéologique, Site Manitou, Val D'Or (Hydrogeological study, Manitou Site, Val D'Or). Richelieu Hydrogéologie Inc., Richelieu, pp. 22

Lesmes DP, Friedman SP (2005) Relationships between the electrical and hydrogeological properties of rocks and soils. In: Rubin Y, Hubbard SS (eds) *Hydrogeophysics*. p 87–128

Li M, Aubé B, St-Arnaud L (1997) Considerations in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings. 4th ICARD, Vancouver, Canada, pp. 117-130

Mbonimpa M, Aubertin M, Aachib M, Bussière B (2003) Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Can Geotech J.* 40: 916-932, doi 10.1139/T03-040

Mbonimpa M, Aubertin M, Chapuis RP, Bussière B (2002) Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotech Geol Eng.* 20: 235-259, doi 10.1023/A:1016046214724

MEND (2001) Manual report 5.4.2. Volume 1: Summary, Volume 2: Sampling and Analysis, Volume 3: Prediction, Volume 4: Prevention and Control, Volume 5: Treatment, Volume 6: Monitoring. CANMET, Ottawa, Canada

Mian MH, Yanful EK (2004) Analysis of wind-driven resuspension of metal mine sludge in a tailings pond. *J Environ Eng Sci.* 3: 119-135, doi 10.1139/s03-076

Miller SD, Jeffery JJ, Wong JWC (1991) Use and misuse of the acidbase account for "AMD" prediction, 2nd ICARD, Montreal, Canada, pp. 489-506

Mualem Y (1976) A new model to predict the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour Res.* 12: 513-522, doi 10.1029/WR012i003p00513

Nastev M, Aubertin M (2000) Hydrogeological modelling for the reclamation work at Lorraine site, Québec. 1st joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conf, Montreal, pp. 311-318

Newman GP, Wilson GW (1997) Heat and mass transfer in unsaturated soils during freezing. *Canadian Geotechnical Journal* 34: 63-70, doi 10.1139/t96-085

Orava DA, Tremblay GA, Tibble A, Nicholson R (1997) Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts. 4th ICARD, Vancouver, Canada, pp. 973-983

Ouangrawa M (2007) Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydrogéochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés (Experimental study and numerical analysis of the factors that influence the hydrogeochemical behavior of partially saturated sulphidic mining residues). PhD thesis, Polytechnique Montreal

Ouangrawa M, Aubertin M, Molson JW, Bussière B, Zagury GJ (2010) Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and

parameter analysis. *Water Air Soil Pollut* 213: 437-458, doi 10.1007/s11270-010-0397-x

Ouangrawa M, Molson J, Aubertin M, Bussière B, Zagury GJ (2009) Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Appl Geochem*. 24: 1312-1323, doi 10.1016/j.apgeochem.2009.04.005

Ouangrawa M, Molson J, Aubertin M, Zagury GJ, Bussière B (2006) The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: A laboratory and numerical modeling study. In: Barnhisel RI (ed), 7th ICARD, St. Louis, Missouri, pp. 1473-1482

Ouranos (2015) Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec, Partie 1, Évolution climatique au Québec (Synthesis of knowledge on climate change in Quebec, Part 1, Evolution of the Climate in Quebec). pp. 105

Pabst T (2011) Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés (Experimental and numerical study of the hydro-geochemical behaviour of covers placed on partly oxidized sulphidic tailings). PhD thesis, Polytechnique Montreal

Pabst T, Aubertin M, Bussière B, Molson J (2014) Column Tests to Characterise the Hydrogeochemical Response of Pre-oxidised Acid-Generating Tailings with a Monolayer Cover. *Water Air Soil Poll* 225: 1-21, doi 10.1007/s11270-013-1841-5

Pabst T, Molson J, Aubertin M, Bussière B (2011) Physical and geochemical transport modelling of pre-oxidized acid-generating tailings with a monolayer cover. 2011 Mine Clos Conf, Lake Louise, AB.

Plante B, Bussière B, Benzaazoua M (2014) Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks. *J Geochem Explo* 137: 37-47, doi 10.1016/j.gexplo.2013.11.004

Ricard JF, Aubertin M, Firlotte FW, Knapp R, McMullen J (1997) Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Qc. 4th ICARD, Vancouver, Canada, pp. 1515-1530.

Ricard JF, Aubertin M, Pelletier P, Poirier P, McMullen J (1999) Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. *Sudbury '99-Min and Environ*, pp. 155- 164

Rivard C, Lefebvre R, Paradis D (2014) Regional recharge estimation using multiple methods: An application in the Annapolis Valley, Nova Scotia (Canada). *Environ Earth Sci* 71: 1389-1408, doi 10.1007/s12665-013-2545-2

SENES (1996) Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. MEND Report 2.17.1, Canmet, Ottawa, Canada

SRK - Steffen Robertson and Kirsten (1989) Draft Acid Rock Technical Guide. BC AMD Task Force1

Talmon AM, van Kesteren WGM, Sittoni L, Hedblom EP (2014) Shear cell tests for quantification of tailings segregation. *Can J Chem Eng.* 92: 362-373, doi 10.1002/cjce.21856

Tassé N, Germain D (1999) Le parc à résidus miniers Manitou et ses épandages - Caractérisation et options de restauration (Manitou tailings storage impoundment and its spilling areas). Rapport INRS-Géoressources

Thériault V (2004) Étude de l'écoulement autour d'une fosse remblayée par une approche de fracturation discrète (Flow study around a backfilled pit with a discrete fracture approach). Master thesis, Polytechnique Montreal

Therrien R, McLaren RG, Sudicky EA, Panday SM (2010) Hydrogeosphere - A three-dimensional numerical model describing fully-integrated subsurface and surface flow and solute. R Therrien, EA Sudicky, RG McLaren Groundw Simul Group

Therrien R, Sudicky EA (1996) Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. J Contam Hydrol 23: 1-44, doi 10.1016/0169-7722(95)00088-7

USDA (2012) Chapter 11 : Snowmelt, National Engineering Handbook Part 630 Hydrology,

<http://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=17753.wba>.

Cited 17 January 2017

van Genuchten MT (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci Soc Am J. 44: 892-898, doi 10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x

Vick SG (1990) Planning, Design and Analysis of Tailings Dams BiTech Publishers Ltd., Vancouver, B.C.

Yanful EK, Catalan LJJ (2002) Predicted and field-measured resuspension of flooded mine tailings. J Environ Eng 128: 341-351, doi 10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:4(341)

Yanful EK, Verma A, Straatman G (2000) Turbulence driven metal release from suspended pyrrhotite tailings. J Geotech Geoenviron Eng 126: 1157-1165, doi 10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:4(341)

CHAPITRE IV

IN SITU EVALUATION OF THE PERFORMANCE OF THE RECLAMATION MEASURES IMPLEMENTED ON AN ABANDONED REACTIVE TAILINGS DISPOSAL SITE¹⁴

Préambule

Le chapitre 3 a présenté la performance de la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche pour le site à l'étude et ce, en terme de niveaux phréatiques observés sur le terrain et pour diverses conditions simulées. Cependant, la technique de restauration utilisée exerce également un contrôle sur les flux d'oxygène atteignant les résidus réactifs. Plusieurs études ont montré un lien étroit entre les flux d'oxygène atteignant des résidus frais et la performance de la technique à contrôler la production de drainage minier acide (voir section 2.2.1). Un suivi terrain a donc été effectué afin d'étudier le mouvement de l'eau et de l'oxygène dans le recouvrement constitué de rejets Goldex, non-générateur d'acidité. Le comportement observé a permis de déterminer les flux d'oxygène atteignant les résidus réactifs pour la durée de l'étude. Un suivi terrain aussi élaboré visant à évaluer la performance de la restauration de la nappe surélevée combinée à un recouvrement monocouche est une première à la connaissance de l'auteur.

¹⁴ Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsood, A., Demers, I., and Pabst, T. 2017. In situ evaluation of the performance of the reclamation measures implemented on an abandoned reactive tailings disposal site. Accepté avec corrections à la Revue Canadienne de Géotechnique

L'article contenu dans ce chapitre a été accepté avec corrections pour publication dans la Revue Canadienne de Géotechnique en juin 2017.

Une présentation plus détaillée de la méthodologie et des résultats préliminaires a été exposée à deux conférences et les articles s'y rattachant peuvent être retrouvés aux annexes B et C.

Abstract

The abandoned Manitou mine site produced acid mine drainage for decades. One of the site's tailings storage facilities (TSF 2) was reclaimed in 2009 using an elevated water table combined with a monolayer cover made of low-sulphide tailings. A field investigation was undertaken from 2012 to 2015 to verify the performance of the reclamation technique in stemming the production of contaminants. This verification is based on two main criteria, i.e., the minimum water table level and maximum oxygen flux reaching the Manitou tailings. Thirteen monitoring stations were installed in TSF 2. The hydrogeological behavior and oxygen migration were investigated at each station by measuring volumetric water content, suction, water table level, gaseous pore oxygen concentration, and oxygen consumption. Analyses of field data showed that the minimum water table level criterion was reached with the exception of a portion of the site during the summer months. Oxygen fluxes reaching the Manitou tailings were determined using numerical simulations and analytical solutions; their yearly mean was many times lower than maximum targets generally used on reclaimed tailings disposal areas. The actual system met the targeted performance criteria over the studied period.

Key words: cover, tailings, elevated water table, acid mine drainage (AMD), reclamation

Résumé

Le site minier abandonné Manitou a produit du drainage minier acide durant des décennies. Le parc 2 du site a été restauré en 2009 avec une nappe surélevée combinée à une couverture monocouche de résidus miniers peu sulfureux. Une étude terrain effectuée de 2012 à 2015 a évalué la performance de la technique à limiter la production de contaminants. Cette évaluation est basée sur deux critères : le niveau phréatique minimum et le flux maximum d'oxygène atteignant les résidus Manitou. Treize stations de mesures ont été installées sur le site. Le comportement hydrogéologique et la migration de l'oxygène ont été suivis à l'aide de mesures de teneur en eau volumique, de succion, de niveau d'eau, de concentration d'oxygène gazeux interstitiel et de consommation d'oxygène. Les résultats ont montré que le critère du niveau phréatique a été atteint, sauf en été sur une partie du site. Les flux d'oxygène atteignant les résidus Manitou ont été déterminés à l'aide de simulations numériques et de solutions analytiques. La moyenne annuelle des flux a été inférieure à des cibles maximales généralement utilisées. Le système actuel a atteint les critères de performance visés pour la durée de l'étude.

Mots clés : couverture, résidu, nappe surélevée, drainage minier acide (DMA), restauration

4.1 Introduction

The mining industry plays a key role in society, both economically and for the production of raw materials which are ubiquitous in many facets of modern life. As with many industrial and human activities, mining operations generate wastes that can be harmful for the environment. In the province of Québec, Canada, there are 213 abandoned mine waste disposal areas (MERN 2016), 50 of which have an area greater than 1 ha, which collectively cover approximately 2,000 ha (Bussière 2009). The main waste types stored at these sites are tailings and waste rocks. Contaminant release is regulated by legislation, and, in general, operating mines are able to meet the imposed environmental objectives. However, waste management is more challenging at abandoned sites that were not designed to control contaminant generation (Bussière 2009).

One of the major environmental problems related to abandoned mines sites is the production of acid mine drainage (AMD) from mine wastes. AMD is produced when sulphide minerals contained in wastes are exposed to water and oxygen. Oxidation reactions produce effluent with an acidic pH and high concentrations of SO_4 , Fe, and other contaminants (Singer and Stumm 1970; Kleinmann et al. 1981; Blowes et al. 1992, 2014; Nordstrom and Alpers 1999; Nordstrom et al. 2015).

A promising method for long-term control of AMD production from tailings is to maintain an elevated water table (EWT) in the impoundment (SENES 1996; Orava et al. 1997; Aubertin et al. 1999; Dagenais et al. 2006; Ouangrawa 2007; Ouangrawa et al. 2010). The EWT technique is based on the control of the water table position, to a depth which is less than the height of the saturated capillary fringe, to obtain a high degree of saturation S_r in the reactive tailings (Aubertin et al. 1999; Dagenais 2005; Ouangrawa et al. 2006; Ouangrawa et al. 2010). The EWT technique takes advantage of the low solubility and low effective diffusion coefficient D_e of O_2 in saturated (or nearly-saturated) media in order to impede the diffusion of O_2 into reactive wastes

(Aubertin et al. 2000; Mbonimpa et al. 2003; Aachib et al. 2004). A high degree of saturation can be maintained by controlling the different components of the water balance (seepage, evaporation, and storage). An additional layer of (coarse- or fine-grained) material is generally placed on top of the acid-generating tailings. A coarse-grained material limits loss of water through evaporation and maximizes infiltration (Dagenais et al. 2006), while a fine-grained material tends to promote water retention and limit the diffusion of oxygen across the cover (Demers et al. 2011).

Prior to this study, the EWT technique has been evaluated using laboratory tests and numerical simulations (Dagenais et al. 2006; Demers et al. 2008; Ouangrawa et al. 2009, 2010; Pabst et al. 2011b, 2014). Most of these studies were performed on fresh (un-oxidized) tailings from operating sites and did not address already oxidized sites (Demers et al. 2008; Ouangrawa et al. 2009, 2010). The primary objective of this study was to evaluate the efficiency of the EWT technique in reducing the production of AMD through field data gathered at an existing site, i.e., the abandoned Manitou tailings storage facility (TSF) 2.

4.2 The Manitou site

4.2.1 Background and reclamation strategy

Gold, silver, copper, and zinc were exploited and treated at the Manitou mine site between 1942 and 1979. The tailings site, which was later abandoned, contains 11 million tons of highly acid-generating tailings. Due to initial disposal in the valley (without control) and subsequent dyke breaches and spills, the total impacted area is now more than 190 ha (Aubertin et al. 1999, Maqsoud et al. 2016). Many studies have been undertaken over the last 25 years to establish a reclamation plan and prevent further production of contaminants (Aubertin and Chapuis 1990; Aubertin and Bussière 1991; Aubertin et al. 1995, 1999; Bernier 1997; Tassé and Germain

1999, 2003; Bussière et al. 2008, 2009, 2011, 2012; Pabst 2011; Pabst et al. 2011a, 2011b, 2014; Broda et al. 2014).

The EWT technique, combined with a monolayer cover made of slightly alkaline and low-sulphide tailings from the nearby Goldex mine, was adopted to reclaim the 38 ha TSF 2 spillage area (see Figure 4.1a) in 2009. Goldex tailings were brought to the Manitou site as a pulp (~50% solids) by pipeline. Measured in situ cover thickness averages 1.6 m, varying from 1.2 to 2.1 m. The main role of this monolayer cover and the EWT is to limit the ingress of oxygen into the Manitou reactive wastes. To do so, the cover must be maintained at a high degree of saturation to reduce the effective oxygen diffusion coefficient, and thus, the quantity of oxygen passing through the cover. Oxygen consumption by the low-sulphide Goldex tailings can also have an impact on oxygen migration.

Two criteria were defined to evaluate the tailings cover system's performance in preventing the generation of AMD. First, as determined by laboratory column test results (Pabst et al. 2011a, 2014; Bussière et al. 2012), the water table must be located at (or close to) the interface of the Goldex and the Manitou tailings. This criterion is particularly challenging as the usual target for the water table depth is usually close to but less than the air entry value of the tailings (Ouanguwa et al. 2010). Second, as suggested by other studies in similar contexts (Garand and Ricard 1999; Nastev and Aubertin 2000; Hamdi 2011), the oxygen flux that reaches the underlying reactive tailings should be limited so acid production is controlled.

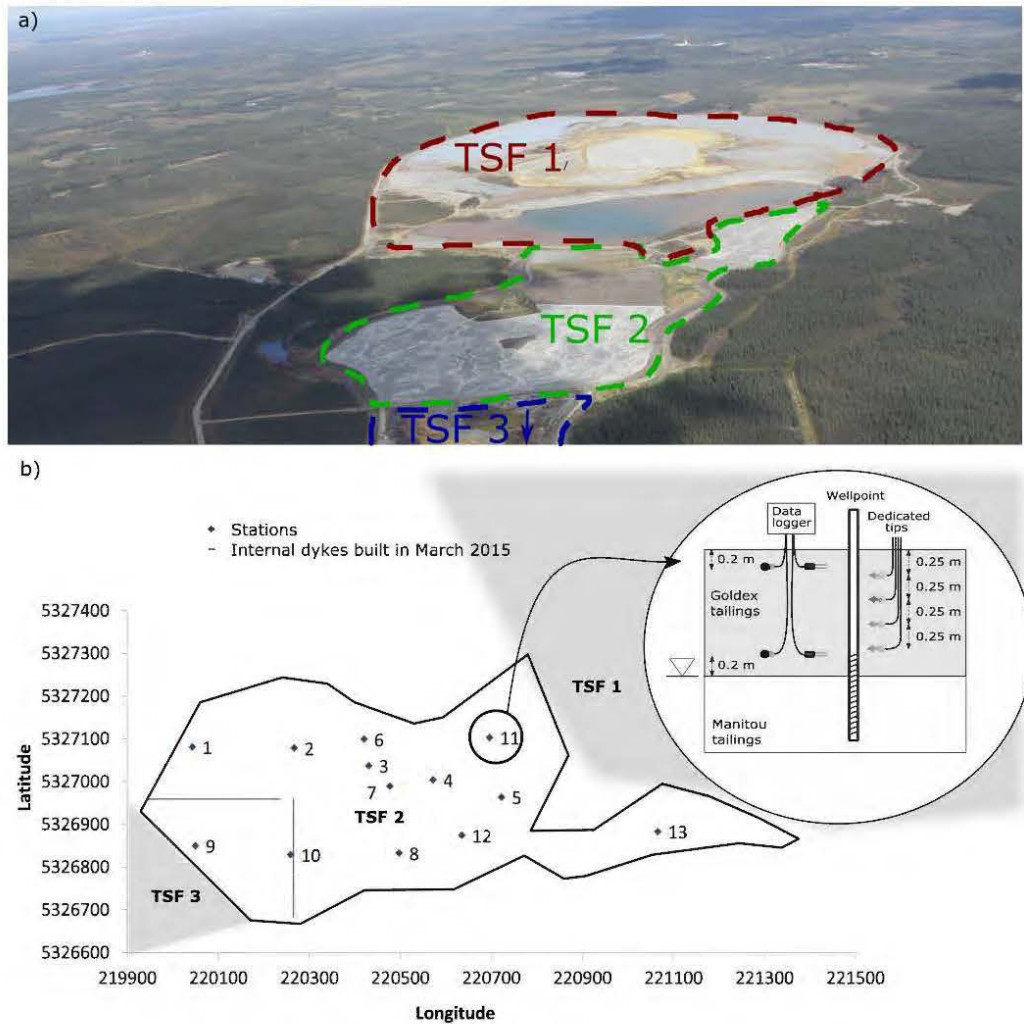


Figure 4.1 a) Aerial photograph of TSF 1, 2, and a part of TSF 3 of the Manitou site
 b) Layout of the TSF 2 configuration and typical section of the instrumentation at each station

4.2.2 TSF 2 tailings and cover characteristics

4.2.2.1 Characterization methods

Material properties were evaluated from samples taken near the top and base of the cover at the 13 monitoring stations, or retrieved from prior studies at the Manitou site (Gosselin 2007, Pabst 2011, Demers et al. 2013, Pabst et al. 2014). The main

physical, chemical, and hydrogeological properties of the Manitou and Goldex tailings were characterized experimentally. The particle size distribution (PSD; 0.05-900 μm) was determined with a Malvern laser particle size analyser (Black et al. 1996); the relative density of grains D_r (-) was evaluated with a Micromeritics Accupyc 1330 helium pycnometer (ASTM standard D854-91); the specific surface area (m^2/g) was estimated with Micromeritics Gimini III 2375 surface area analyser and the BET method (Brunauer et al. 1938). Saturated hydraulic conductivity k_{sat} (cm/s) was measured using a flexible-wall permeameter (ASTM D5084) and the water retention curve (WRC) was measured using Tempe cells (adapted from ASTM D-2325 and D3152). The materials were digested in acid and analyzed by atomic emission spectroscopy (ICP-AES) to determine the elemental composition of the tailings. Acid-base accounting tests were also performed. The acid potential AP (kgCaCO_3/t) was calculated from total sulfur (as sulphide), and the neutralisation potential NP (kgCaCO_3/t) was measured using the Sobek et al. (1978) method modified by Lawrence and Wang (1997).

The effective oxygen reaction rate (consumption) coefficient K_r (s^{-1}) of the Manitou tailings was approximated by the simple equation from Collin (1987):

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad (4.1)$$

where K' ($\text{m}^3 \text{O}_2/\text{m}^2 \text{pyrite/s}$) is the intrinsic reactivity of pyrite with oxygen; C_p (-) is the pyrite content per mass unit of dry tailings; D_H (μm) represents an equivalent particle diameter that can be estimated using a relationship with the PSD curve (Aubertin et al. 1998, 2003; Mbonimpa et al. 2002a):

$$D_H = [1 + 1.17 \log(C_U)] D_{10} \quad (4.2)$$

where D_{10} (μm) is the diameter corresponding to 10% on the cumulative PSD curve and C_U (-) is the coefficient of uniformity ($C_U = D_{60}/D_{10}$ and D_{60} (μm) is the diameter corresponding to 60% on the cumulative PSD curve).

4.2.2.2 Material properties

The main materials characterization data are presented in Table 4.1. These data show that the Goldex tailings are somewhat finer than the Manitou tailings in the spillage areas, and have a higher specific surface area (2.08 vs 1.65 m^2/g). The value of k_{sat} for both materials is within the same order of magnitude (2×10^{-5} cm/s for the Manitou tailings and 7×10^{-5} cm/s for the Goldex tailings). Air entry values (AEVs), obtained from the WRCs, are 2.2 m for the Manitou tailings and 3.0 m for the Goldex tailings. The Manitou tailings contain significantly more sulphur (13.6%) than the Goldex tailings (0.332%). The Manitou tailings contains less calcium than the Goldex tailings (0.488% vs. 4.20%). Mineralogical analyses identified different types of sulphide minerals, including pyrite (17%), chalcopyrite (1.2%), and sphalerite (1.4%) in the Manitou tailings, and traces of pyrite (< 1%) in the Goldex tailings. Given the high density of sulphide minerals, their respective proportions explain the higher relative density of the solid grains (D_r) of the Manitou tailings (3.17), compared with that of Goldex tailings (2.76). Calcite (7%), detected in the Goldex tailings, is primarily responsible for their higher neutralization potential (NP = 67 kg CaCO_3/t); the Manitou tailings NP is nil (0 kg CaCO_3/t). Based on work of Miller et al. (1991), a material is acid-generating when the net neutralization potential (NNP) criterion < 20 kg CaCO_3/t , non-acid-generating when it is >20 kg CaCO_3/t , and the acid-generation potential is uncertain when between -20 and + 20 kg CaCO_3/t . The Manitou tailings are classified as acid generating (NNP = -425 kg CaCO_3/t), whereas the Goldex tailings are considered non-acid generating (NNP = 57 kg CaCO_3/t). The K_r coefficients predicted using the Collin (1987) equation (Eq. [1]) are 8.4×10^{-7} s^{-1} for the Goldex tailings and 1.1×10^{-5} s^{-1} for the Manitou tailings. The K' value computed with Collin's equation (Eq. [1]) is 5×10^{-10} $\text{m}^3 \text{O}_2/\text{m}^2$ pyrite/s, which is

within the range measured by Toussaint (2016) for Manitou tailings ($\sim 2.6 \times 10^{-10}$ m³O₂/m² pyrite/s) using techniques described by Mbonimpa et al. (2003) and Gosselin (2007).

4.3 Field study and numerical simulations

Thirteen monitoring stations were installed within TSF 2 (see Figure 4.1b) and various measurements were performed at each station to assess the performance of the reclamation scenario. Hydrogeological behavior was evaluated by measuring volumetric water contents, matric suctions, and piezometric levels. Characteristics of oxygen migration and consumption were assessed by measuring gaseous oxygen pore concentrations and by performing modified oxygen consumption tests. Seasonal variations of several parameters were determined in both the cover and the Manitou tailings. Data obtained from field measurements were used to evaluate the oxygen fluxes at the surface of Manitou tailings with numerical modeling and analytical solutions.

4.3.1 Piezometric levels

Wellpoints were installed at all monitoring stations. Schlumberger Mini-Diver temperature and pressure sensors (0-10 m H₂O range, 0.5 cm H₂O accuracy) were placed at the bottom of all wellpoints and were logged four times per day. Piezometric levels were calculated from the measurements made using these sensors (converted for atmospheric pressure). For the purposes of this study, water table levels were compared to the target level; i.e., the interface of the Manitou and Goldex tailings.

Table 4.1 Physical, hydrogeological, geochemical, and mineralogical properties of the tailings

Parameter	Manitou tailings	Goldex tailings
Physical and hydrogeological properties		
D ₁₀ (µm)	5	2
D ₅₀ (µm)	30	22
D ₆₀ (µm)	42	32
C _u (-)	8.00	15.32
Relative density D _r (-)	3.17	2.76
Porosity n (-)	0.41 – 0.54	0.42 – 0.47
Specific surface area (m ² /g)	1.65	2.08
Saturated hydraulic conductivity k _{sat} (measured) (cm/s)	2 × 10 ⁻⁵	7 × 10 ⁻⁵
Air entry value ψ _a (m)	2.2	3.0
Chemical composition		
Ca (%)	0.49	4.20
Fe (%)	16.1	3.4
Mg (%)	0.261	1.9
Cu (%)	0.019	0
S total (%)	13.6	0.332
S sulphate (%)	0.687	0.261
Acid-base accounting properties		
NP (kgCaCO ₃ /t)	0	67
AP (kgCaCO ₃ /t)	425	10
NNP (kgCaCO ₃ /t)	-425	57
Effective reaction rate coefficient K _r estimated with the Collin (1987) equation (s ⁻¹)	1.1 × 10 ⁻⁵	8.4 × 10 ⁻⁷
Mineralogy (by order of abundance)		
	Quartz 47%	Albite 55%
	Muscovite 27%	Quartz 22%
	Pyrite 17%	Chlorite 8.5%
	Chlorite 3.6%	Calcite 7.2%
	Gypsum 2.8%	Actinolite 3.3%
	Sphalerite 1.4%	Clinozoisite 3.3%
	Chalcopyrite 1.2%	

4.3.2 Volumetric water content and matric suction

The cover material can sometimes be above the phreatic surface and is therefore submitted to negative pore-water pressures, which sometimes exceed the AEV of the cover material. Matric suction and volumetric water content were monitored to evaluate the unsaturated hydrogeological behavior of the cover, which largely controls the oxygen flux (Mbonimpa et al. 2003).

Two ψ (kPa) and volumetric water content θ (-) sensors were placed in the undisturbed Goldex tailings at each monitoring station; one of each is located 20 cm below the cover surface and the other 20 cm above the Manitou tailings (see Figure 4.1b). Suctions were monitored with granular matrix sensors at stations 1 through 8, 20 cm above the Manitou tailings (Irrrometer Watermark, ± 1 kPa accuracy, 0 to 239 kPa range), and dielectric suction sensors at all other locations (Decagon Devices MPS-1, 10 to 500 kPa range, $\pm 40\%$ accuracy; and MPS-2, 5 to 500 kPa range, $\pm 25\%$ accuracy). Dielectric permittivity sensors using the frequency domain technique (Decagon Devices ECH₂O EC-5, ± 0.02 m³/m³ accuracy, and EC-TM ± 0.03 m³/m³ accuracy) were used to measure θ in the cover material (see Ethier 2017 for specific calibration at 20 °C). Readings for ψ and θ were registered automatically every 6 hours with a Decagon Devices EM-50 apparatus. Watermark ψ readings were performed manually three times per year.

4.3.3 Gaseous oxygen pore concentration

Gaseous oxygen concentrations were measured using four sampling tips (Mbonimpa et al. 2008) installed at depths of 25, 50, 75, and 100 cm in the cover (at all stations). The sampling tips were attached to a rigid tube connected to a pump to extract small quantities of pore gas. Oxygen concentrations in the pore gas were measured at the exit of the tube with a high-precision optical oxygen sensor (PreSens Optopode PST3) and an OXY-10 apparatus. The precision of the oxygen sensor is 0.1% and the response time is less than 10 s. Pore gas extractions were done at all stations seven

times during the field investigation (in August 2012, October 2012, June 2013, August 2013, October 2013, June 2015, and August 2015).

4.3.4 Modified oxygen consumption tests

Modified oxygen consumption (MOC) tests were conducted to further assess oxygen diffusion and consumption in the cover material and the flux from the cover and into the reactive Manitou tailings (Elberling et al. 1994; Dagenais et al. 2012). This test was performed inside a 1 m long, 14 cm diameter aluminum cylinder driven into the cover, leaving a top headspace less than 10 cm. A cap, instrumented with a galvanic cell oxygen sensor (Apogee SO-100, accuracy <0.02%; see Ethier 2017 for calibration), was placed over the cylinder and sealed. The progressive decrease in oxygen concentration in the closed chamber was monitored over time. The MOC tests lasted five to nine days to obtain a significant variation (3% or more) in the oxygen concentration in the reservoir. These tests were performed in June, August, and October 2013, and in June and August 2015. One cylinder per station was installed at Stations 1 and 4. Duplicates were installed at Stations 2 and 5. An oxygen sensor was also placed under atmospheric conditions and served as a reference for the duration of the test. The test interpretation was based on a comparison between measured oxygen concentrations in the top chamber and simulated results obtained from the numerical solution of the modified Fick's laws (Mbonimpa et al. 2002b; Dagenais et al. 2012).

4.3.5 Numerical modeling

Simulations of water and oxygen movement were performed to estimate the effective reaction rate coefficient (K_r) for the oxygen consumption in the Manitou and Goldex tailings; K_r is required to calculate the oxygen flux from the cover (Mbonimpa et al. 2003). The simulations were performed with Vadose/W (Geo-Slope International 2010), a finite element software that can simulate water flow, heat transport, gas diffusion and oxygen consumption under variably saturated conditions. This

commercially-available code is used to assess the behavior of tailings and covers (Adu-Wusu et al. 2007; Gosselin 2007; Demers et al. 2009; Pabst et al. 2011a). The code takes into account the hydraulic and thermal characteristics of the materials and incorporates the effect of climatic conditions. Vadose/W solves Richards' equation for water flow and Fick's first and (modified) second laws for oxygen diffusion and consumption. In this study, simulations were used to back calculate K_r using two different sets of results, i.e., the oxygen pore concentration measurements and the MOC tests results, as described below.

A conceptual representation of the oxygen migration model is illustrated in Figure 4.2. The oxygen concentration at the cover surface of the 1D numerical model was set at the atmospheric concentration of oxygen (20.9%). As oxygen diffuses through the cover, the concentration tends to decrease with depth because it is consumed by oxidation of the sulphides in the Goldex tailings. Any oxygen reaching the Manitou tailings is rapidly consumed due to the high reactivity (i.e., high sulphide content) of the material.

A summary of the simulation input parameters and material properties is presented in Table 4.2. The 1D numerical model includes 1 m of reactive tailings under the cover. The model was divided into 44 rectangular elements having smaller thicknesses near interfaces. The mesh of Manitou tailings includes 9 elements with a thickness of 0.1 m, and 3 elements with a thickness of 0.033 m. The Goldex tailings are divided into 10 elements at the top 0.03 m and 20 elements for the remaining part below (from 1.15 to 1.52 m, depending on the station). The headspace (between 0.04 and 0.05 m) for the MOC test simulations includes 2 elements. The adequacy of spatial and temporal refinement was determined according to Chapuis et al. (2012a, b). Initial values of WRCs, permeability functions, and K_r for the Goldex and Manitou tailings were based on previous laboratory and modeling results (Gosselin 2007; Pabst 2011; Ethier 2017). These were subsequently adjusted (calibrated) to better fit field

measured data. The calibrated saturated hydraulic conductivity is 2×10^{-5} cm/s for the Manitou tailings and 7×10^{-5} cm/s for the Goldex tailings. Permeability functions were estimated from the WRCs using the Mualem-van Genuchten method (van Genuchten 1980) (Goldex: $\alpha_{vG} = 0.34 \text{ m}^{-1}$, $n_{vG} = 1.87$, and $\theta_{sat} = 0.42$; Manitou: $\alpha_{vG} = 0.19 \text{ m}^{-1}$, $n_{vG} = 1.89$, and $\theta_{sat} = 0.46$; with the exponent $m_{vG} = 1-1/n_{vG}$).

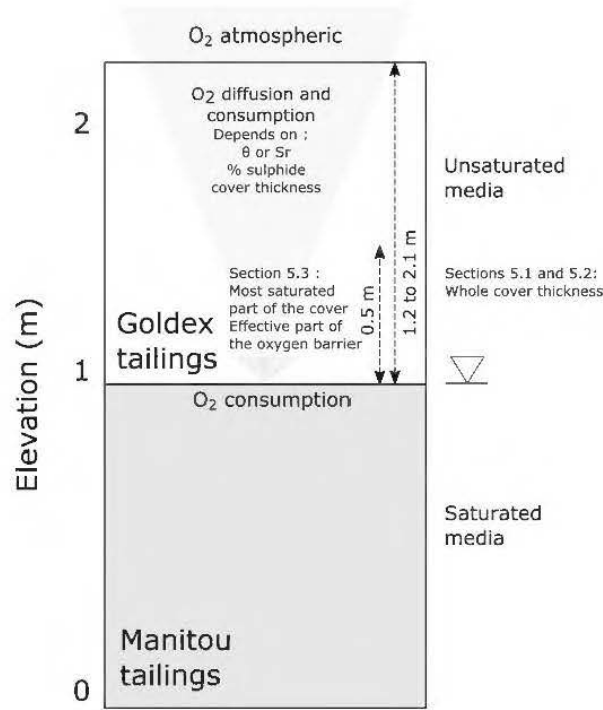


Figure 4.2 Conceptual model for 1D oxygen diffusion and consumption

Two types of numerical simulations were performed. The first one aimed at reproducing the pore gaseous oxygen concentration profiles in the cover at transient state. In the second one, the oxygen decreased at the probe location as the MOC tests results were reproduced. For both tests, K_r was varied until a match with the field data was obtained. The oxygen ingress fluxes into the cover surface and reaching the Manitou tailings and Goldex tailings interface was calculated by the software.

Table 4.2 Input parameters and material properties for VADOSE/W simulations

Parameters	Value
Simulation duration	30 days (O ₂ concentration profiles simulations) 8 days (MOC tests simulations)
Time step	Max. 2.5% head change per step (O ₂ concentration profiles simulations) or max. 1 day Max. 2.5% head change per step (MOC tests simulations) or max. 6 hours Manitou tailings: 1 m
Layer thickness	Goldex tailings: Station 1: 1.18 m, station 2: 1.30 m, station 8: 1.55 m Air chamber: See Table 3 Manitou tailings: 12
Number of elements	Cover: 30 Air chamber: 2
Number of nodes	118
Saturated hydraulic conductivity	Manitou tailings: 2×10^{-5} cm/s Goldex tailings: 7×10^{-5} cm/s
Water retention curves; van Genuchten (1980) parameters	Manitou tailings: $\alpha_v = 0.19 \text{ m}^{-1}$, $n_v = 1.89$ and $\theta_{\text{sat}} = n = 0.46$ Goldex tailings: $\alpha_v = 0.34 \text{ m}^{-1}$, $n_v = 1.87$ and $\theta_{\text{sat}} = n = 0.42$

4.3.6 Analytical solution for oxygen flux

Oxygen fluxes $F(z, t)$ (g/m²/yr) and oxygen concentrations $C(z, t)$ (%) at position z and time t can be determined from Fick's modified second law for one-dimensional diffusion with a first-order reaction (Crank 1975; Shackelford 1991, 2014; Elberling and Nicholson 1996; Yanful et al. 1999). Modified Fick's second law can be written as follows, where θ_{eq} (-) is an equivalent (diffusion) porosity and D^* (m²/s) is the bulk diffusion coefficient ($D_e = \theta_{\text{eq}}D^*$):

$$\frac{\partial C}{\partial t} (\theta_{\text{eq}} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C \quad (4.3)$$

Mbonimpa et al. (2003) developed the following equation to assess the steady-state oxygen flux ($F_{SR,L}$) ($\text{g/m}^2/\text{yr}$) below the oxygen-barrier layer (at $z = L$) of a moisture-retaining reactive layer having a thickness of L (m).

$$F_{SR,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \left[1 + 2K_r^* F_{S,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left(\frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) \right] \quad (4.4)$$

where

$$K_r^* = K_r / \theta_{eq} \quad (4.5)$$

It was assumed that diffusion was the only mechanism for oxygen transport through the partially gas-filled pores of the cover layer, that there was a rapid and complete consumption of O_2 below the cover, and that θ was homogeneous in the cover layers. The initial oxygen concentration in the reactive material was assumed to be 0. C_0 is the concentration of oxygen in the atmosphere (0.276 kg/m^3). The parameters K_r and D_e are needed for calculating oxygen fluxes at the base of a reactive cover. In this study, K_r was determined by inversion using numerical modeling and D_e was estimated from θ measurements with the following equation from Aachib et al. (2004):

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta^{p_w}) \quad (4.6)$$

where n is the porosity (-) and D_a^0 and D_w^0 (m^2/s) are the free oxygen diffusion coefficient in air and water, respectively; at 20°C $D_a^0 \cong 1.8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ and $D_w^0 \cong 2.5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (Scharer et al. 1993). The exponents p_a and p_w (-) are related to tortuosity for air and water phases, respectively, which can be related to basic properties of the porous medium (θ and θ_a , the volumetric air content); adequate estimates of D_e can be obtained by using a fixed value, $p_a = p_w = 3.3$ (Aachib et al. 2004).

4.4 Field measurements results

4.4.1 Piezometric levels

Mean monthly piezometric levels from August 2012 to August 2015 are shown in Figure 4.3 with location of the cover and Manitou tailings interface. Piezometric levels are strongly influenced by monthly precipitation, which are also presented in Figure 4.3. Differences between the highest monthly average and the lowest (July) level for all stations were between 1.1 and 1.9 m over the observation period. Raising and lowering of piezometric levels occurred twice a year. Peak levels generally occurred in May and October because of snowmelt and higher rainfall, respectively; the lowest levels occurred around March and July because of solid precipitation (i.e., snow) during winter months (December to March), and dryer conditions in July. Winter results could be slightly less precise due to the sensitivity of the sensor to temperature.

Stations in the western area of TSF 2 (i.e., stations 1, 2, 8, 9, and 10) showed higher frequencies for piezometric levels below the cover (elevation 0 m in Figure 4.3). Two stations had monthly averages lower than the interface at the end of the summer 2012, ten stations at the end of summer 2013, three stations at the end of summer 2014, and one station at the end of summer 2015.

Piezometric levels were higher in 2015 than in 2014. This behavior can be explained by the high rainfall in May 2015 (0.123 m) and by two modifications of the water regime on the site that occurred during the data acquisition period. The dike near station 9 was raised, and small tailings dykes (illustrated in grey in Figure 4.1b) were constructed in March 2015 to divert snowmelt into side ditches near stations 1 and 10. Additionally, tailings were deposited in TSF 3 (see Figure 4.1a) near station 9 during the summers in 2014 and 2015. The water discharged with the tailings slurry influenced the piezometric levels in western portion of TSF 2. As this deposition is

temporary, it should not be assumed that its influence would persist over time (i.e., Broda et al. 2014; Ethier 2017).

4.4.2 Volumetric water content and matric suction

The main factors influencing the volumetric water content θ in the cover are the thickness of the cover, the piezometric level, and evapotranspiration. Those factors differ from one station to another. Values of θ measured by the sensors located 20 cm below the top of the cover are shown in Figure 4.4a. Two annual decreases and increases were observed at most monitoring stations. The first decrease happened during the winter at six stations (2, 3, 7, 8, 10, 13), with the lowest value measured in February ($0.04 < \theta < 0.30$); this low point was likely related to the formation of ice in the material surrounding the sensors (which only measures the unfrozen water content). Volumetric water content in the summer months varied between 0.25 and 0.5 ($0.6 < S_r < 1.0$). A summer trend (evolution) can be observed despite some missing data for the last two summers. Values of θ in the upper portion of the cover decreased simultaneously with a lowering of the piezometric level reaching their lowest values in July.

The monthly mean values of ψ measured at 20 cm below the top of the cover are presented in Figure 4.4b. Recall that the lowest ψ values are limited at 10 and 5 kPa for the MPS-1 and MPS-2 sensors, respectively. Additionally, sensor readings in winter can be altered by ice formation in the sensor matrix leading to unrealistic measurements (not presented in Figure 4.4b). Higher ψ values were correlated to lower θ measurements during dry periods. These peak suctions were above 20 kPa at stations 2, 3, 11, and 12 in 2013; such suctions were close to or exceed the air entry value of the Goldex tailings (see Table 1). In the summers of 2014 and 2015, ψ were lower than 20 kPa at all times, except in June 2014 at Station 9, because of higher rainfalls and slurry deposition.

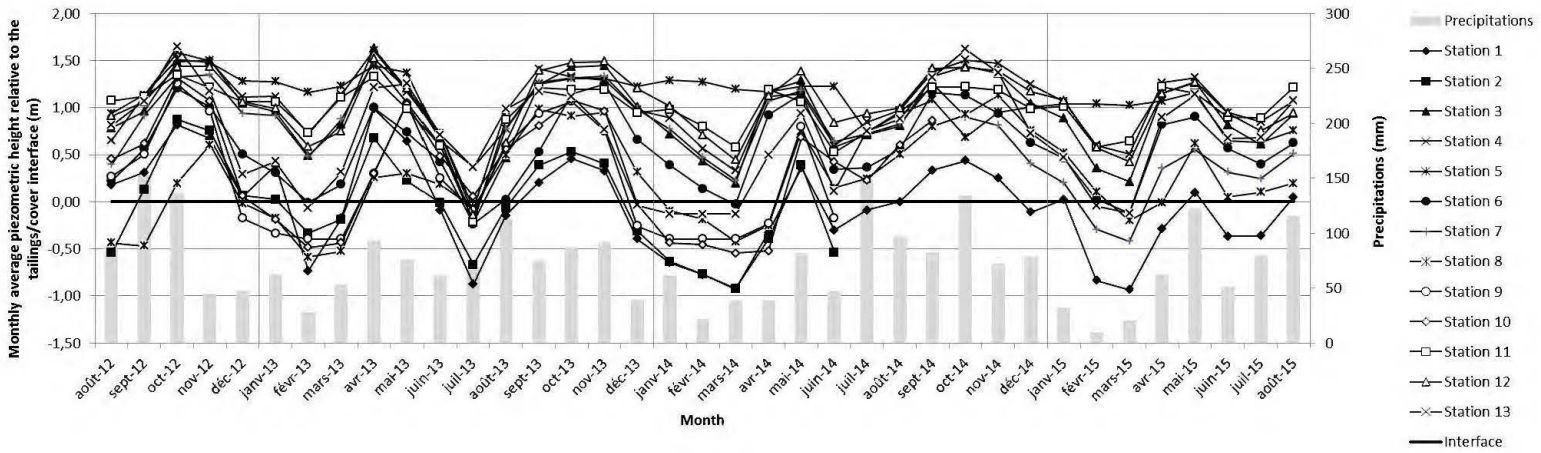


Figure 4.3 Monthly means of the piezometric levels relative to the Manitou tailings/cover interface at each station and monthly precipitations

Monthly θ values at 20 cm above the interface between the Manitou and Goldex tailings were stable with a mean value of 0.48. The porosity measured on-site varied between between 0.37 and 0.50 for the Goldex tailings (Pabst 2011; Ethier 2017); this indicates that these tailings remained nearly saturated at all times near the base of the cover. Values of Ψ measured 20 cm above the base of the cover were at minimum; these results are consistent with the nearly-saturated conditions at this elevation.

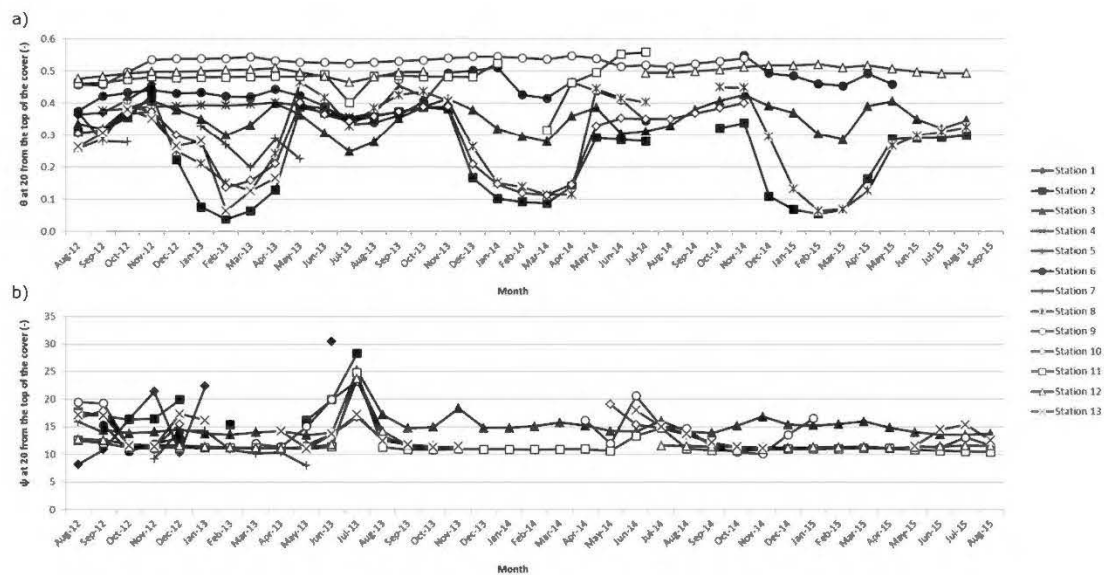


Figure 4.4 Monthly averages of a) the unfrozen volumetric water content and b) the suctions measured 20 cm from the top of the cover at each station, from August 2012 to November 2013

4.4.3 Gaseous oxygen pore concentration

Gaseous oxygen pore concentration measurements at depth of 0.25, 0.50, 0.75, and 1.00 m from the surface of the cover at Stations 1, 2 and 4 are presented in Figure 4.5; all measurements can be found in appendix F. The oxygen concentration at Station 2 was near the atmospheric concentration (20.9%) at 0.25 and 0.50 m and reached values between 0 and 12% at 1.00 m depth. The decrease in oxygen concentration is sharper at Station 4 and the oxygen concentration was lower than 17% at 0.25 m, and

lower than 11% at 0.50 m. At Station 1, the oxygen concentration ranged between 7 and 18% at 0.25 m, and between 1 and 15% at 0.50 m. Measured oxygen concentrations tend to decrease with depth, and varied significantly with time and location. Extraction of pore gas was not successful where the material was nearly saturated, as was the case for the October campaigns and sometimes for some deeper dedicated tips. Oxygen concentrations at Stations 2 and 4 were representative of high and low pore gas oxygen concentrations, respectively, while results at Station 1 are in-between. As seen above, piezometric levels and volumetric water contents were higher at Station 4 than at Stations 1 and 2. The oxygen diffusion coefficient is higher at lower degree of saturation (Mbonimpa et al. 2003; Aachib et al. 2004); this, combined with the different cover thicknesses, contributes to differences in oxygen concentrations between Stations 1, 2, and 4.

4.4.4 Modified oxygen consumption (MOC) tests

Typical oxygen depletion in the top of the air chamber from Stations 1 and 2 in June, August, and October 2013 are shown in Figure 4.6. Complete data sets can be found in appendix F. The oxygen depletion curves (Figure 4.6) for each station must be compared with caution as the conditions differ; comparisons can be made for different dates at the same station where the height of the air chamber is similar, but not from one station to another. For 2013, the decrease in oxygen concentration after 3 days was higher in June (1.2 and 2.4% O₂ for Stations 1 and 2, respectively), and lower in October (0.3 and 0.5%, respectively). These depletions were 1.4% in June 2015 and 1.3% in August 2015 at Station 1, and 0.7% and 0.6% for the duplicate at Station 2 in August 2015.

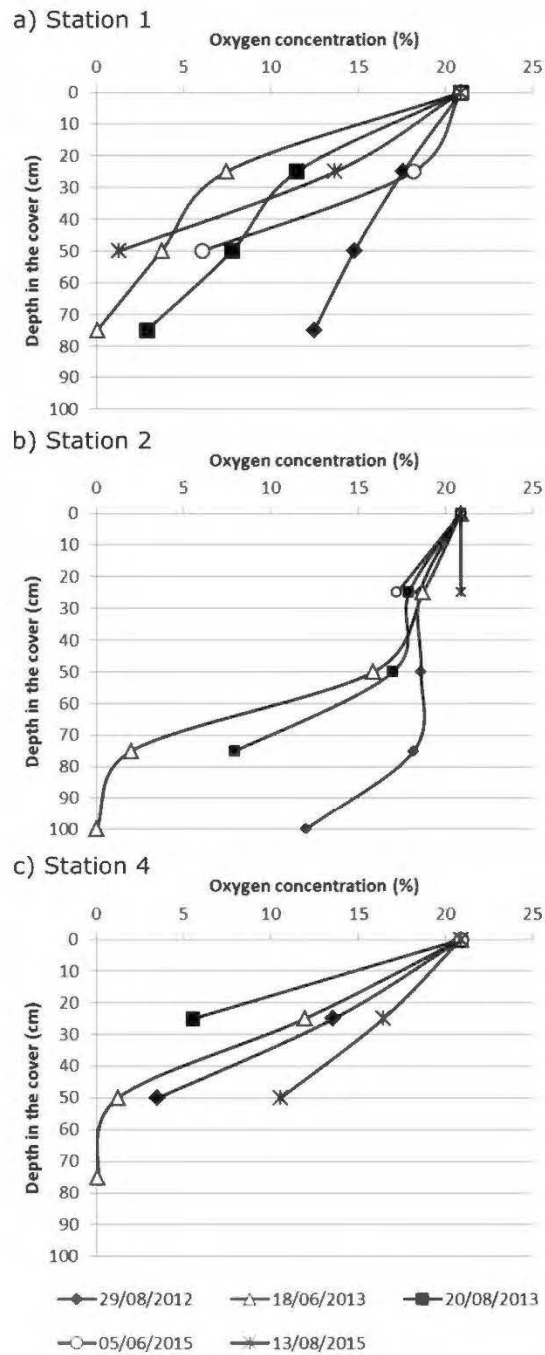


Figure 4.5 Gaseous oxygen concentrations in the pore gas of the reactive tailings at depths of 0.25, 0.50, 0.75, and 1.00 m below the cover surface, for a) station 1, b) station 2 and c) station 4

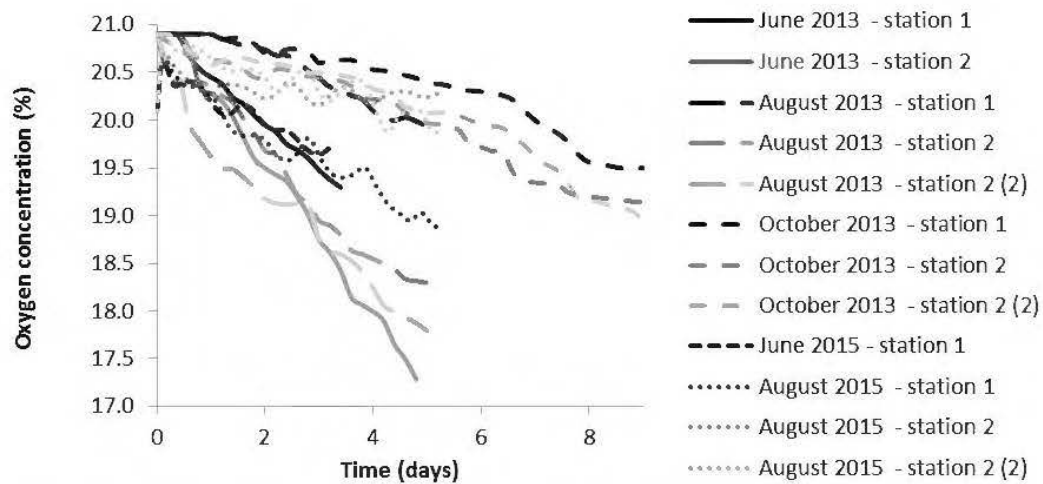


Figure 4.6 Oxygen concentration measured in the head reservoir for MOC tests performed in June, August, and October 2013 at stations 1 and 2. The number 2 between parentheses identifies duplicates

4.5 Evaluation of K_r and oxygen migration through the cover

4.5.1 Oxygen fluxes based on oxygen concentration profile

An analysis was performed by simulating oxygen transport and consumption in the tailings and by comparing these predictions to in situ oxygen concentration measurements. Nine different representative cases were simulated based on data gathered at Stations 1, 2, and 8 on August 29, 2012, and Stations 1 and 2 on June 18, 2013, August 20, 2013, and October 17, 2013. These are shown here to illustrate conditions that promote oxygen transport; i.e., low water table levels, low θ , high ψ , and high pore oxygen concentrations (see Figures 4.3 and 4.4). The parameters used for the simulations are listed in Table 4.3. In all cases, a transient analysis (with a maximum head change of 2.5% or a maximum time step of 1 day) was run for 30 days prior to the pore gas measurement. The upper boundary condition was defined as the atmospheric oxygen concentration (280 g/m^3) and the climatic data from a nearby ($\sim 15 \text{ km}$) weather station located in Val D'Or, Canada (Environment Canada 2015; Ethier 2017). Conditions imposed at the lower boundary of the model included

the water table level, which was between 0.54 m below and 0.01 m above the top of the Manitou tailings. Measurements of θ and ψ 20 cm under the cover surface ranged between 0.24 and 0.37 and 8.1 and 18.5 kPa, respectively. The initial conditions for each simulation were the measured pore oxygen concentrations in the cover and a null oxygen concentration in the Manitou tailings. A temperature profile from 6°C at the water table surface (measured in the field) to 20°C at the cover surface (based on meteorological data) was imposed¹⁵. The initial (t=0) pore water pressure was 0 at the piezometric level and -1 m H₂O at 1 m above the Manitou/Goldex tailings interface. The initial K_r used for the Goldex and Manitou tailings were estimated with Eq. [4.1] and [4.2].

A comparable hydraulic behavior was obtained for the five simulated cases as shown by the typical comparison between the field and simulated θ and ψ data presented in Figure 4.7a and 4.7b. Based on these simulations, the effective reaction rate coefficients K_r were adjusted so the simulated oxygen concentrations would fit the measured concentrations. For all simulations, a variation of K_r for Manitou tailings had little impact on the oxygen profiles and fluxes, so K_r was set at $2.0 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$, close to the values estimated with Eq. [4.1] and determined from previous measurements on these tailings (Gosselin 2007; Pabst et al. 2011a; Toussaint 2016). A comparison of the measured pore gaseous oxygen concentrations with simulated profiles is shown in Figure 4.7c. The K_r values selected for the Goldex tailings were based on oxygen measurements for each simulated profile (Table 4.4a) varying between 2×10^{-9} and $6.0 \times 10^{-8} \text{ s}^{-1}$. These K_r are 1 to 2 orders of magnitude below the K_r estimated using Eq. [4.1] and [4.2]. This tends to agree with results from others who determined that the K_r values can be lower than those predicted with the Collin model (Gosselin, 2007; Toussaint, 2016), particularly when the degree of saturation is close to 100% (Hamdi, 2011).

¹⁵ See appendix F for the measured temperature profiles

Table 4.3 Field data used as input parameters for the VADOSE/W simulations

Date	29/08/2012			18/06/2013		20/08/2013			17/10/2013		
Station	1	2	8	1	2	1	2	2 (2)	1	2	2 (2)
Air chamber height (m)	N/A	N/A	N/A	4.2 × 10 ⁻²	4.5 × 10 ⁻²	4.2 × 10 ⁻²	4.5 × 10 ⁻²	4.8 × 10 ⁻²	4.2 × 10 ⁻²	4.5 × 10 ⁻²	4.8 × 10 ⁻²
Water table level from the base of the cover (m)	-0.26	-0.42	-0.54	-0.20	0.01	-0.20	-0.05		0.15	0.03	
θ at 0.2 m below the cover surface (-)	0.37	0.3	0.24	N/A	0.37	N/A	0.37		N/A	0.37	
ψ at 0.2 m below the cover surface (kPa)	8.1	17.7	N/A	18.5	15.7	N/A	N/A		N/A	22	
Pore oxygen concentration at 0.25/0.50/0.75/1.00 m below the cover surface (%)	17.6/ 14.6/ 12.5/ N/A	18.6/ 18.6/ 18.2/ 12.0	18.3/ 17.5/ 11.3/ N/A	7.5/ 3.7/ 0.1/ N/A	18.7/ 15.9/ 2.0/ 0.0	11.5/ 7.8/ 2.9/ N/A	17.9/ 17.0/ 8.0/ N/A		N/A	N/A	

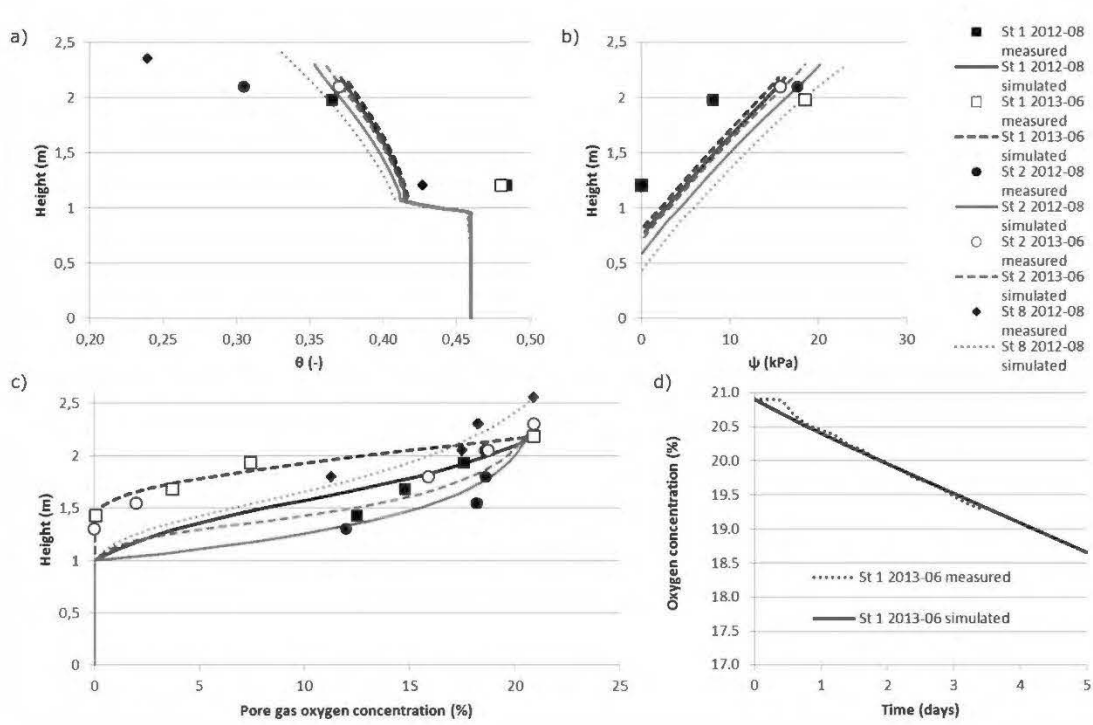


Figure 4.7 Comparisons between the field measurements and the simulation results for a) volumetric water content, b) suction, c) gaseous oxygen concentrations profiles, and d) the decrease of gaseous oxygen concentration at the top of the air chamber for station 1 during the June 2013 MOC test

Table 4.4 a) Resulting K_r for the VADOSE/W simulations using oxygen concentration profiles, b) Resulting K_r for the VADOSE/W using MOC tests results, c) Oxygen flux at the base of the cover predicted by Eq. [4.3]

a)

Date	29/08/2012			18/06/2013		20/08/2013		17/10/2013	
Station	1	2	8	1	2	1	2	1	2
Simulated K_r (s^{-1}) of Goldex tailings	8×10^{-9}	2×10^{-9}	2×10^{-8}	6×10^{-8}	2×10^{-7}	2×10^{-8}	2×10^{-9}	$2 \times 10^{-8*}$	$2 \times 10^{-8*}$
Simulated K_r (s^{-1}) of Manitou tailings	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}

* An approximated value of $2 \times 10^{-8} s^{-1}$ was used to evaluate the oxygen fluxes as it was impossible to measure the oxygen concentration profiles for these tests.

b)

Date	18/06/2013		20/08/2013			17/10/2013		
Station	1	2	1	2	2 (2)	1	2	2 (2)
Simulated K_r (s^{-1}) of Goldex tailings	6×10^{-8}	2×10^{-7}	1×10^{-9}	2×10^{-7}	2×10^{-7}	2×10^{-8}	2×10^{-8}	3×10^{-8}
Simulated K_r (s^{-1}) of Manitou tailings	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}	2×10^{-5}

c)

Date	29/08/2012			18/06/2013		18/08/2013		17/10/2013	
Station	1	2	8	1	2	1	2	1	2
Oxygen flux at Manitou tailings surface ($g/m^2/d$) obtained by Eq. [4]	5.86×10^{-5}	1.71×10^{-3}	1.81×10^{-4}	1.87×10^{-8}	9.86×10^{-4}	9.17×10^{-4}	4.78×10^{-4}	1.18×10^{-4}	1.89×10^{-4}

Figure 4.8a presents simulated oxygen fluxes at the surface, at the base, and oxygen consumed by the low-sulphide covers for the nine cases. Oxygen fluxes below about $1.1 \times 10^{-3} \text{ g/m}^2/\text{d}$ are simulated for the Manitou tailings. The fluxes entering the cover surface are higher: $1.92 \times 10^{-1} \text{ g/m}^2/\text{d}$ at Station 8 on 29/08/2012, $1.45 \times 10^{-1} \text{ g/m}^2/\text{d}$ at Station 1 on 18/06/2013, and between 5.48×10^{-3} and $3.84 \times 10^{-2} \text{ g/m}^2/\text{d}$ for the other cases. The difference between the surface and base fluxes is due to O_2 consumed by the (low-sulphide) Goldex tailings. Oxygen consumption is near the oxygen flux into the cover surface for all simulations. Hence, the slight reactivity of the cover material reduced the oxygen flux reaching the reactive tailings (Mbonimpa et al. 2000, 2003; Bussière et al. 2002, 2004; Demers et al. 2009; Hamdi 2011). The 0.332% sulphur content in the cover (mainly pyrite) is sufficient to consume most of the inflowing oxygen. This sulphide oxidation occurring in the cover would not produce significant amounts of contaminants because the material is not potentially acid-generating and has a low metal content (section 4.2.2.2).

4.5.2 Oxygen fluxes based on a MOC tests simulation

Simulations of the MOC tests were performed to assess the effective reaction rate coefficients K_r and evaluate O_2 fluxes. Simulations were performed for the same dates as those presented above, i.e., in June, August, and October 2013; duplicate test results are available at Station 2 for the August and October 2013 tests. Final hydrogeological conditions for the simulation (Figures 4.7a and 4.7b) were used as initial conditions here. A layer of air between 0.04 and 0.05 m (see Table 4.3) was included on top of the cover to simulate the air chamber in the cylinder and the top cap. The initial oxygen concentration in the air chamber was 280 g/m^3 . The simulation lasted 5 days with a maximum head change of 2.5% per step or a maximum time step of 6 hours.

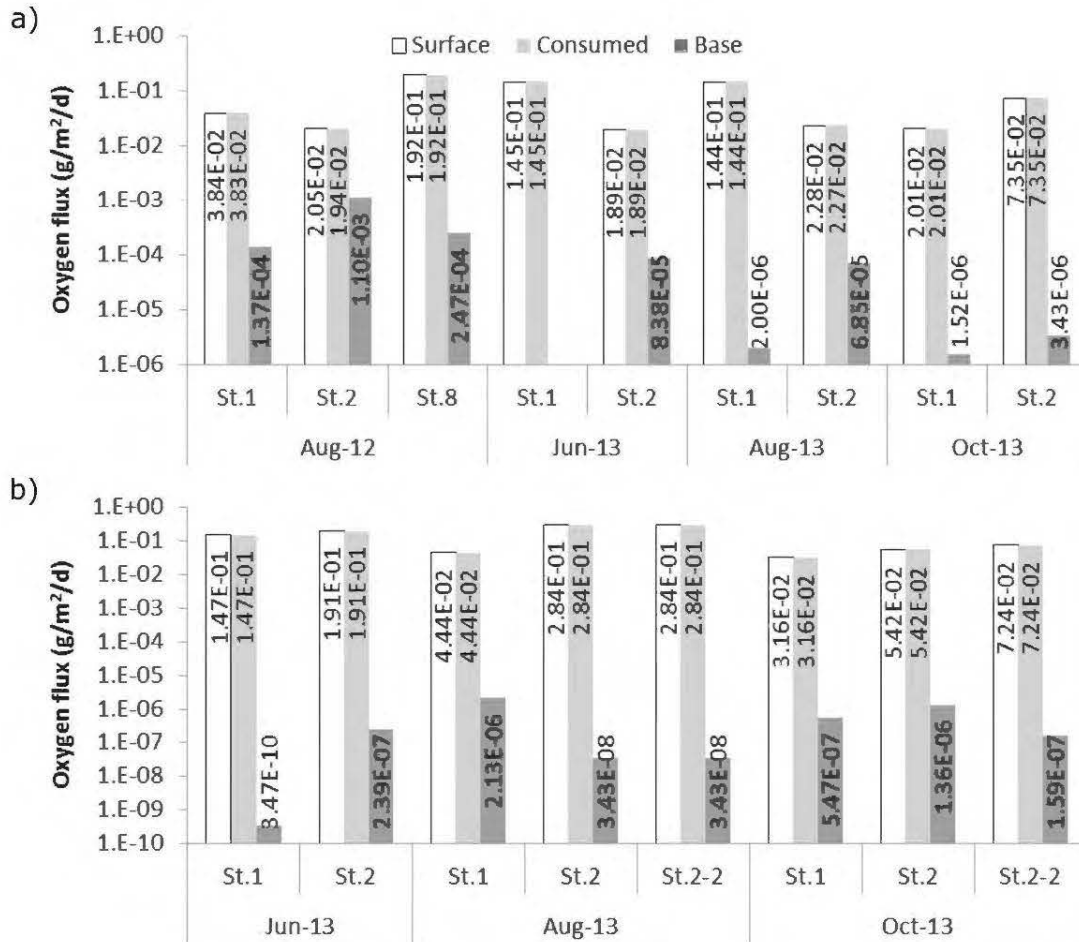


Figure 4.8 Cumulative oxygen fluxes calculated at the surface and at the base of the cover, and the oxygen flux consumed by the cover for a) the cases simulated from the pore oxygen concentrations and b) the cases simulated from the MOC tests

The hydraulic behaviors are identical to those of the simulations based on the oxygen concentration profile (Section 4.5.1) with the corresponding date. The materials' K_r values were varied to fit the measured oxygen decrease in the air chamber at the sensor location (Mbonimpa et al. 2002b) (Figure 4.7d). Variation in K_r of Manitou tailings had a negligible impact on the simulation results and was maintained at $2.0 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$.

Oxygen fluxes at the surface, at the base, and O_2 consumed by the low-sulphide covers simulated for the eight tests are presented in Figure 8b. Oxygen fluxes, between 3.47×10^{-10} and 2.13×10^{-6} g/m²/d are simulated at the surface of the Manitou tailings. These fluxes range from the same order of magnitude to as much as 4 orders of magnitude lower than those simulated using data from the oxygen profiles. These fluxes are very small compared to the flux at the cover surface, which ranges between 3.16×10^{-2} g/m²/d and 2.84×10^{-1} g/m²/d. Fluxes at the cover surface are also similar to those determined with the oxygen profiles simulations; i.e., a maximum of one order of magnitude higher or lower. The observed higher reactivity in June and August compared to October is consistent with the hydrogeological behavior of the system. As previously discussed, a lower piezometric level leads to a lower degree of saturation in the cover (Figures 4.3 and 4.4a), a higher effective diffusion coefficient, a greater downward oxygen flux, and, thus, a higher oxygen consumption rate.

The K_r values of the Goldex tailings are also presented in Table 4.4b. They vary between of 2.0×10^{-7} s⁻¹ and 1.0×10^{-9} s⁻¹. For the same date and station, these K_r values are usually in the same range and have a maximum difference of two orders of magnitude with K_r values determined from the gaseous pore oxygen profile.

4.5.3 Mean yearly oxygen fluxes based on the 2012-2015 field study

Oxygen fluxes were evaluated above based on data gathered at monitoring stations, using short term measurements and conditions. Measurements data can also be used to estimate the mean yearly field oxygen fluxes that reached the Manitou tailings at all stations with the analytical approach developed by Mbonimpa et al. (2003). With this approach, a more global assessment of the efficiency of the reclamation scenario at TSF 2 with respect to controlling oxygen migration over the duration of the field study can be obtained. These analytical solutions rely on a few hypotheses to simplify the calculations:

- The bottom 50 cm represents the most effective part of the oxygen barrier with the highest degree of saturation and thus the lowest effective diffusion coefficient of oxygen (Ouangrawa et al. 2010). The solutions were then applied only on the lower 50 cm of the cover, while the contribution of the upper part of the cover (> 50 cm) was neglected.
- The mean monthly θ values in the bottom 50 cm of the cover, used in calculations, were determined from monthly vertical profiles of θ drawn from field measurements using linear relationships between data at different depths. A porosity of 0.42 is considered as the maximum θ value (i.e for saturated condition). Differences between the highest and lowest monthly θ values in the moisture-retaining layer profiles were less than 0.05, thus the constant θ calculation hypothesis is considered acceptable.
- Oxygen fluxes were assumed to occur from May to November (214 days) and to be negligible from December to April (151 days) because the ground surface was frozen with high degree of saturation.
- The K_r value for the cover was $2.0 \times 10^{-8} \text{ s}^{-1}$, as given by back analysis with the numerical simulations.
- Steady-state is assumed for each month, so oxygen concentrations in the cover are at equilibrium.

Monthly oxygen fluxes were calculated at all stations for the duration of the testing period using Eq. [4.4]. Mean monthly fluxes were summed to obtain the mean yearly fluxes. These calculations are considered conservative because of the assumptions used (only the lower portion of the cover was used). Also, oxygen fluxes at steady-state are higher than after a few days because of the initial condition implying no oxygen in the cover (Eq. [4]; Mbonimpa et al. 2003; Bussière et al. 2004).

Fluxes predicted with this approach are compared with calculated fluxes determined with numerical modelling in Table 4.4c. The predicted oxygen fluxes suggest that these fluxes at the surface of the Manitou tailings are low, typically between 6.81×10^{-6} and $0.62 \text{ g/m}^2/\text{yr}$ (3.18×10^{-8} and $2.90 \times 10^{-3} \text{ g/m}^2/\text{d}$ if applied on 214 days). For the same case, the median calculated oxygen flux at the surface of the Manitou tailings is 100 times higher than the fluxes predicted using the numerical model.

Mean yearly oxygen fluxes at the surface of the Manitou tailings during the field study are presented in Figure 4.9. The steady-state oxygen fluxes at the surface of the Manitou tailings for all available stations are between 3×10^{-6} and $1.97 \text{ g/m}^2/\text{yr}$ (1.40×10^{-8} and $9.21 \times 10^{-3} \text{ g/m}^2/\text{d}$ if applied on 214 days). These fluxes are more than 10 times lower than maximum oxygen flux targets generally used on reclaimed tailings storage facilities (20 to $40 \text{ g/m}^2/\text{yr}$; Garand and Ricard 1999; Nastev and Aubertin 2000; Hamdi 2011). This can be attributed to the high mean degree of saturation in the lower 50 cm of the cover material ($92\% < \text{water saturation} < 100\%$). The zone with highest oxygen fluxes was between stations 1, 6, and 8, which is consistent with this zone's lower θ values, lower water table, and higher pore oxygen concentration. Thus, the water table in TSF 2 remained close to the surface of Manitou tailings during the testing period. The water table level helped to maintain a high degree of saturation in the overlying cover. A high degree of saturation controlled the diffusion of oxygen through the cover and, consequently, the quantity of oxygen entering the Manitou tailings.

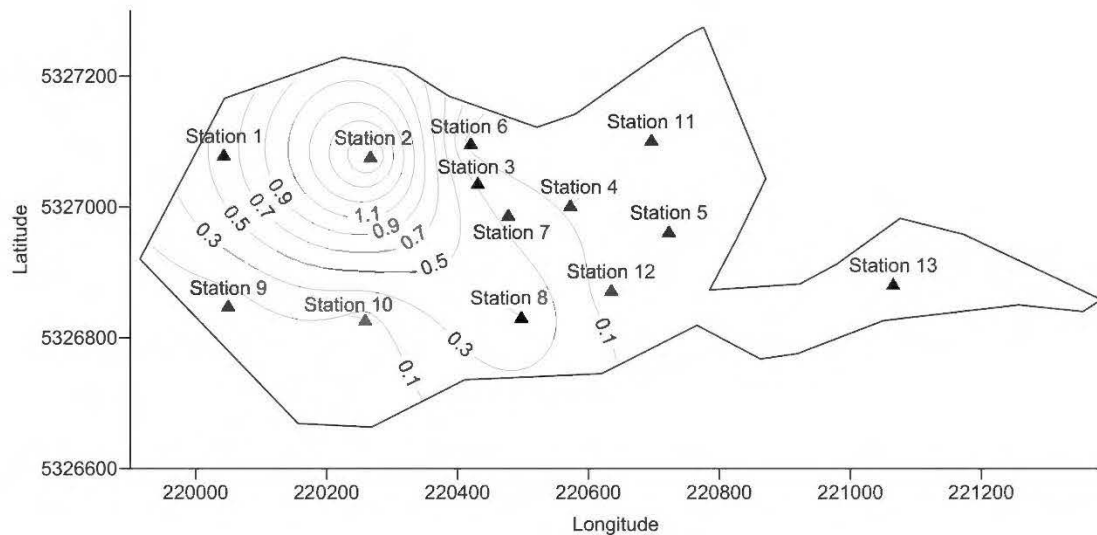


Figure 4.9 Contour map of the mean yearly oxygen fluxes ($\text{g/m}^2/\text{yr}$) reaching Manitou tailings during field investigation

4.6 Conclusion

Field measurements were performed at the abandoned Manitou tailings disposal site in TSF 2 to assess the ability of the elevated water table and monolayer cover technique to control the oxygen flux into the reactive tailings. Field data indicate that the degree of saturation at the base of the fine-grained cover remained high because of capillarity rise effects above the water table. The study of oxygen migration showed low oxygen fluxes at the surface of the reactive Manitou tailings because of the low oxygen diffusion coefficient in the cover material, which resulted from a high degree of saturation. Field results indicate that the actual system can meet the targeted performance criteria related to water table levels and oxygen fluxes.

This field study on the reclamation scenario implemented at Manitou TSF 2 was conducted over a 3-year period, a few years after the deposition of the cover material. However, the behavior of the cover under different conditions than those encountered between August 2012 and August 2015, as well as in the longer-term, is unknown. A

decrease in the cover's reactivity with the depletion of sulphide content could lead to increased oxygen fluxes into the Manitou tailings. Moreover, future climatic changes could affect field parameters that determine the effectiveness of the reclamation technique..

Numerical modelling would be a suitable method to predict the performance of the site's reclamation under additional scenarios. The direct impact of the reclamation (i.e., the evolution of the site's water quality) is also a significant consideration and is being evaluated in another study together with a geochemical analysis.

4.7 Acknowledgements

The authors thank the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT-Polytechnique, [www.RIME-IRME.ca\EN](http://www.RIME-IRME.ca/EN)) for providing funding for this project. The authors also wish to acknowledge NSERC for the Alexander Graham Bell Canada Doctoral Scholarship and the FRQNT for the Doctoral B2 Scholarship granted to first author. The acknowledgements also go to Mélanie Roy from Agnico-Eagle Mines and Robert Lacroix from the Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec.

4.8 References

Aachib, M., Mbonimpa, M., and Aubertin, M. 2004. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air, and Soil Pollution* **156**(1): 163-193.

Adu-Wusu, C., Yanful, E.K., Lanteigne, L., and O'Kane, M. 2007. Prediction of the water balance of two soil cover systems. *Geotechnical and Geological Engineering* **25**(2): 215-237.

Aubertin, M., and Bussière, B. 1991. Étude préliminaire - Évaluation des barrières sèches construites à partir des résidus miniers alcalins (avec addendum). Rapport CDT. École Polytechnique de Montréal, submitted to Centre de Recherches Minérales, Montréal, QC.

Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 1990. Rapport – Parc à résidus miniers Manitou-Barvue, Projet CDT P1537. École Polytechnique de Montréal, submitted to Centre de Recherches Minérales, Montréal, QC.

Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.-F., and Tremblay, L. 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. École Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a.

Aubertin, M., Ricard, J.F., and Chapuis, R.P. 1998. A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal* **35**(1): 55-69.

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., and Bernier, L. 1999. Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase II – Essais en place (A study of dry covers constructed from mine tailings, Phase II: In situ test). École Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Project 2.22.2c.

Aubertin, M., Aachib, M., and Authier, K. 2000. Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes* **18**(2-4): 215-233.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., and Chapuis, R.P. 2003. A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal* **40**(6): 1104-1122.

Bernier, L.R. 1997. Caractérisation minéralogique et potential d'acidité du résidu minier Manitou, Val d'Or. Géoberex Recherche.

Black, D.L., McQuay, M.Q., and Bonin, M.P. 1996. Laser-based techniques for particle-size measurement: A review of sizing methods and their industrial applications. *Progress in Energy and Combustion Science*. **22**(3): 267-306.

Blowes, D.W., Jambor, J.L., Appleyard, E.C., Reardon, E.J., and Cherry, J.A. 1992. Temporal observations of the geochemistry and mineralogy of a sulfide-rich mine-tailings impoundment, Heath Steele mines, New Brunswick. *Exploration & Mining Geology* **1**(3): 251-264.

Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D., & Johnson, D.B. 2014. The Geochemistry of Acid Mine Drainage. In: *Treatise on Geochemistry (Second Edition)*, Holland and Turekian (Eds), Vol. 11, 131–190.

Broda, S., Aubertin, M., Blessent, D., Maqsoud, A., and Bussière, B. 2014. Simulating the variation of the phreatic surface level to assess reclamation techniques for an acidic tailings impoundment - A field-scale study. *In Proceedings of the 67th Canadian Geotechnical Conference*, Regina, SK, 28 Sept. – 1 Oct. 2014. Canadian Geotechnical Society, Ottawa, ON, 7 p.

Brunauer, S., Emmett, P.H., and Teller, E. 1938. Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. *Journal of the American Chemical Society* (60): 309-319.

Bussière, B. 2009. Acid mine drainage from abandoned mine sites : problematic and reclamation approaches. *In Proceedings of the International Symposium on Geoenvironmental Engineering, Advances in Environmental Geotechnics*, 8-10 September 2009. Hangzhou, China, pp. 111-125.

Bussière, B., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 2002. A laboratory set up to evaluate the hydraulic behavior of inclined capillary barriers. *In* Proceedings of the International Conference on Physical Modelling in Geotechnics, 10-12 July 2002. St.John's, NL, pp. 391-396.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., and Mbonimpa, M. 2004. A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology* **45**(5): 609-622.

Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., Éthier, M.-P., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 2008. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport intermédiaire PU-2008-03-371. URSTM, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, J9X 5E4 QC.

Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., Doumbouya, I., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 2009. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport d'avancement No 2 PU-2008-03-371. URSTM, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, J9X 5E4 QC.

Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., Rousselle, M., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 2011. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport final PU-2008-03-371. URSTM, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, J9X 5E4 QC.

Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 2012. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Addendum au rapport final PU-2008-

03-371. URSTM, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC.

Chapuis, R.P. 2012a. Influence of element size in numerical studies of seepage: Small-scale details. *Geotechnical News* 30(1): 32-35.

Chapuis, R.P. 2012b. Influence of element size in numerical studies of seepage: Unsaturated zones, transient conditions. *Geotechnical News* 30(4): 15-18.

Collin, M. 1987. Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Licenciate Treatise*, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.

Crank, J. 1975. *The mathematics of diffusion*. Clarendon Press, Oxford, U.K.

Dagenais, A.-M. 2005. Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Ph.D. thesis, Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC.

Dagenais, A.M., Aubertin, M., and Bussière, B. 2006. Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table. *In Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, 26-30 March 2006. The American Society of Mining and Reclamation, St. Louis, Missouri. pp. 405-420.

Dagenais, A.M., Mbonimpa, M., Bussière, B., and Aubertin, M. 2012. A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems. *Geotechnical Testing Journal* 35(1).

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., and Blier, A. 2008. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of

desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering* **21**(4): 317-329.

Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., and Benzaazoua, M. 2009. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal* **46**(4): 454-469.

Demers, I., Bussière, B., Aachib, M., and Aubertin, M. 2011. Repeatability Evaluation of Instrumented Column Tests in Cover Efficiency Evaluation for the Prevention of Acid Mine Drainage. *Water, Air, and Soil Pollution* **219**(1): 113-128.

Elberling, B., and Nicholson, R.V. 1996. Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. *Water Resources Research* **32**(6): 1773-1784.

Elberling, B., Nicholson, R.V., Reardon, E.J., and Tibble, P. 1994. Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal* **31**(3): 375-383.

Environment Canada. 2016. Climatic database for the Val D'Or station, Québec, Canada [online]. Available from www.climate.weather.gc.ca [accessed 11 November 2016].

Garand, P., and Ricard, J.F. 1999. Field performance of a multi-layer cover; Les Terrains Aurifères. MEND Report 2.22.4 b, Prepared by Golder associates.

Gosselin, M. 2007. Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. M.Sc. thesis, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC.

Hamdi, J. 2011. Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisations numériques pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du

site minier LTA. M.Sc. thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC.

Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A., and Pacellil, R.R. 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering* **33**(3): 300-312.

Lawrence, R.W., and Wang, Y. 1997. Determination of neutralisation potential in the prediction of acid rock drainage. *In Proceedings of the 4th ICARD*, 31 May – June 6 1997. Vancouver, BC, pp. 449-464.

Maqsood, A., Neculita, C.M., Bussière, B., Benzaazoua, M., and Dionne, J. 2016. Impact of fresh tailing deposition on the evolution of groundwater hydrogeochemistry at the abandoned Manitou mine site, Quebec, Canada. *Environmental Science and Pollution Research* **23**(9): 9054-9072.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B., and Julien, M. 2000. Procédures et interprétation des essais de diffusion et de consommation d'oxygène en laboratoire et in situ. *In Volume des conférences et présentations du Colloque sur la recherche des méthodes innovatrices pour le contrôle du drainage minier acide, NEDEM 2000*, Sherbrooke, QC, 3-5 October 2000. Direction des communications du Ministère des Ressources Naturelles, Gouvernement du Québec, Québec. pp. 17-22.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., and Bussière, B. 2002a. Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering* **20**(3): 235-259.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.-M., Bussière, B., Julien, M., and Kissiova, M. 2002b. Interpretation of Field Tests to Determine the Oxygen Diffusion and Reaction Rate Coefficients of Tailings and Soil Covers. *In Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAHCNC and CGS*

Groundwater Specialty Conference, 20-23 October 2002. Canadian Geotechnical Society, Niagara Falls, ON, pp. 147-154.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., and Bussière, B. 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal* **40**(5): 916-932.

Mbonimpa, M., Hamdi, J., Maqsoud, A., Bussière, B., and Aubertin, M. 2008. Oxygen monitoring in a cover with capillary barrier effects. *In Proceedings of the 61th Canadian Geotechnical Conference and the 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, 21-24 September 2008.* Canadian Geotechnical Society, Edmonton, AB, pp. 831-838.

MERN. 2016. Restauration des sites miniers [online]. Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec. Available from <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/restauration/restauration-sites.jsp> [accessed 11 November 2016].

Miller, S.D., Jeffery, J.J., and Wong, J.W.C. 1991. Use and misuse of the acidbase account for "AMD" prediction. *In Proceedings of the 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, 16-18 September 1991.* Montreal, QC, pp. 489-506.

Nastev, M., and Aubertin, M. 2000. Hydrogeological modelling for the reclamation work at Lorraine site, Québec. *In Proceedings of Canadian Geotechnical Conference and joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 15-18 October 2000.* Canadian Geotechnical Society, Montreal, QC, pp. 311-318.

Nordstrom, D.K., and Alpers, C.N. 1999. Geochemistry of acid mine waters. *In The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A, Processes, Techniques, & Health Issues. Reviews in Economic Geology, 6A,* pp. 133-157.

Nordstrom, D.K., Blowes, D.W., & Ptacek, C.J. 2015. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry*, **57**(0): 3-16.

Orava, D.A., Tremblay, G.A., Tibble, A., and Nicholson, R. 1997. Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts. *In Proceedings of the 4th ICARD*, 31 May – June 6 1997. Vancouver, BC, pp. 973-983.

Ouangrawa, M. 2007. Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydrogéochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés. Ph.D. thesis, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G.J., and Bussière, B. 2006. The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: A laboratory and numerical modeling study. *In Proceedings of the 7th ICARD*, St. Louis, Missouri, 27-30 March 2006. The American Society of Mining and Reclamation, pp.1473-1482.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., and Zagury, G.J. 2009. Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*. **24**(7): 1312-1323.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J.W., Bussière, B., and Zagury, G.J. 2010. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, and Soil Pollution*. **213**(1-4): 437-458.

Pabst, T. 2011. Étude expérimentale et numérique du comportement hydrogéochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés.

Ph.D. thesis, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., and Molson, J. 2011a. Column tests to assess water flow and oxygen transport in a monolayer cover placed on acid generating tailings. *In Proceedings of the 2011 Mine Closure Conference*, Lake Louise, AB, 18-21 September, 2011.

Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., and Bussière, B. 2011b. Physical and geochemical transport modelling of pre-oxidized acid-generating tailings with a monolayer cover. *In Proceedings of the 2011 Mine Closure Conference*, Lake Louise, AB, 18-21 September, 2011.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., and Molson, J. 2014. Column Tests to Characterise the Hydrogeochemical Response of Pre-oxidised Acid-Generating Tailings with a Monolayer Cover. *Water, Air and Soil Pollution* **225**(2): 1-21.

Scharer, J.M., Annable, W.K., and Nicholson, R.V. 1993. WATAIL 1.0 user's manual. Institute for Groundwater Research, University of Waterloo, Waterloo, ON.

SENES. 1996. Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 2.17.1. CANMET.

Shackelford, C.D. 1991. Laboratory diffusion testing for waste disposal - A review. *Journal of Contaminant Hydrology*. 7(3): 177-217.

Shackelford, C.D. 2014. The ISSMGE Kerry Rowe lecture: The role of diffusion in environmental geotechnics. *Canadian Geotechnical Journal* **51**(11): 1219-1242.

Singer, P.C., and Stumm, W. 1970. Acidic mine drainage: the rate determining step. *Science* **167**(3921): 1121-1123.

Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., and Smith, R.M. 1978. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. EPA-600/2-78-054. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

Tassé, N., and Germain, D. 1999. Le parc à résidus miniers Manitou et ses épandages - Caractérisation et options de restauration. Rapport INRS-Géoressources.

Tassé, N., and Germain, D. 2003. Site minier Manitou - Caractérisation du milieu et des processus en vue d'une restauration. Rapport INRS-Eau, Terre et Environnement.

Toussaint, R. 2016. Influence des caractéristiques physico-chimiques de résidus miniers sulfureux sur leur réactivité à l'oxygène. M. Sc. thesis, Département des génies civil, géologique et des mines, Polytechnique Montréal, Montréal, QC.

van Genuchten, M.T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal **44**(5): 892-898.

Yanful, E.K., Simms, P.H., and Payant, S.C. 1999. Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: A laboratory evaluation of the physics and geochemistry. Water, Air, and Soil Pollution **114**(3-4): 347-375.

CHAPITRE V

EVOLUTION OF PORE-WATER QUALITY WITHIN MANITOU TAILINGS AFTER IMPLEMENTATION OF THE ELEVATED WATER TABLE TECHNIQUE WITH A MONOLAYER COVER¹⁶

Préambule

Les chapitres 3 et 4 ont porté sur l'étude des niveaux phréatiques et des flux d'oxygène afin d'évaluer la performance du système de restauration installé au site Manitou. Les niveaux phréatiques et les flux d'oxygène sont des paramètres clés liés à la performance des recouvrements monocouches avec nappe phréatique surélevée, mais demeurent des indicateurs indirects par rapport à l'élément clé de la restauration minière : le contrôle de la qualité de l'eau. C'est pourquoi l'évolution de la qualité de l'eau sur le terrain est essentielle pour bien évaluer la capacité de la méthode de restauration à contrôler la production de contaminants. Ce chapitre présente les résultats de mesures de la qualité de l'eau interstitielle au parc 2 du site Manitou sur une période de trois ans. Ces résultats sont accompagnés d'une interprétation dont les conclusions résultent en la proposition d'un modèle conceptuel des phénomènes liés à la production de contaminants sur le parc 2 après les travaux de restauration.

Il est prévu de soumettre cet article prochainement à *Journal of Geochemical Exploration*.

¹⁶ Ethier, M.-P., Bussière, B., Pabst, T., Plante, B., Aubertin, M., and Broda, S. Pore-water quality evolution of the Manitou tailings after reclamation with the elevated water table technique combined with a monolayer cover. Cet article sera soumis prochainement à *Journal of Geochemical Exploration*.

Abstract

Tailings at the abandoned Manitou mine site have generated acid mine drainage with high concentrations of copper (Cu), zinc (Zn), and iron (Fe) for 60 years. The reclamation technique of the elevated water table technique combined with a monolayer cover made of fine tailings was implemented on the tailings storage facility 2 (TSF 2) in 2009. The goal of this technique is to limit the oxidation of sulphide minerals with an oxygen barrier and thus control the production of contaminants. A field study aimed at following the evolution of the porewater quality after the main reclamation works were conducted from August 2012 to August 2015 based on measurements at eleven locations on the site. An improvement in the water quality was observed with near-neutral pHs and negligible copper concentrations. However, Fe concentrations were highly variable depending on the location on the site (typically between 100 and 2000 mg/L) but relatively stable with respect to time. Zinc concentrations varied between 0.3 and 1650 mg/L, decreasing slightly over time. Zinc and iron concentrations were often similar to those observed when no reclamation measure is applied. This may be due to the dissolution of secondary minerals (e.g., jarosite and Fe-oxyhydroxides) unstable under the conditions prevailing after the reclamation measures. The dissolution of these minerals can also release ferric iron, which can act as an oxidizing agent for sulphides. Galvanic interactions between sulphide minerals and biochemical processes may also contribute to elevated concentrations of Zn and Fe. The results indicate that reclamation and remediation strategies for oxidized tailings sites must consider the potential for re-solubilisation of secondary minerals and the possible reactions of the sulphides requiring no oxygen.

Keywords: acid mine drainage, elevated water table, oxidized tailings, reclamation, water quality.

Résumé

Les résidus miniers du site minier abandonné Manitou ont produit pendant une soixantaine d'années du drainage minier acide à fortes concentrations de cuivre (Cu), de zinc (Zn) et de fer (Fe). La technique de restauration de la nappe surélevée combinée à une couverture monocouche faite de résidus fins a été mise en place au parc 2 du site Manitou en 2009. Le but de cette technique est de limiter l'oxydation des sulfures avec une barrière à l'oxygène, et ainsi de contrôler la production de contaminants. Une étude terrain a été effectuée d'août 2012 à août 2015 basée sur des mesures effectuées à onze endroits sur le site pour suivre l'évolution de la qualité de l'eau interstitielle après les principaux travaux de restauration. Une amélioration de la qualité de l'eau a été observée avec des pH près de la neutralité et des concentrations de cuivre négligeables. Toutefois, les concentrations de fer étaient fortement variables selon l'endroit sur le site (typiquement entre 100 et 2000 mg/L) et relativement stables dans le temps. Les concentrations de zinc ont varié entre 0,3 et 1650 mg/L et étaient légèrement décroissantes avec le temps. Les concentrations de fer et de zinc étaient souvent similaires à celles observées lorsqu'aucune mesure de restauration n'était appliquée. Ceci est expliqué par la dissolution de minéraux secondaires (c.-à-d. la jarosite et les oxyhydroxydes de fer) instables sous les conditions géochimiques après les mesures de restauration. La dissolution de ces minéraux peut aussi libérer du fer ferrique qui peut oxyder les sulfures. Des interactions galvaniques et des procédés biologiques peuvent aussi contribuer à produire des concentrations élevées de fer et de zinc. Les résultats indiquent que les stratégies de restauration pour les sites comprenant des résidus oxydés doivent considérer le potentiel de resolubilisation des minéraux secondaires et les réactions possibles pouvant se produire avec les sulfures sans oxygène.

Mots-clés : drainage minier acide, nappe phréatique surélevée, résidus miniers oxydés, restauration, qualité de l'eau.

5.1 Introduction

One of the most investigated environmental problems related to mine tailings is the formation of acid mine drainage (AMD), which is generally characterized by high levels of acidity, sulphates, and dissolved metals and/or metalloids (Blowes et al., 2013; Nordstrom and Alpers, 1999). The AMD is due to the oxidation of sulphide minerals like pyrite - FeS_2 (being the most abundant) in the presence of water and oxygen.

The application of a reclamation method on sulphidic tailings impoundments can help prevent the formation of AMD. Many of these methods, particularly those frequently employed in humid climates, are based on the concept of creating an oxygen barrier. For example, water covers (Awoh et al., 2013; Mbonimpa et al., 2008; Moncur et al., 2015; Yanful and Catalan, 2002), covers with capillary barrier effects (Aubertin et al., 1999; Aubertin et al., 2006; Bussière, 2007; Bussière et al., 2003) and elevated water table (EWT) covers (Aubertin et al., 1999; Dagenais et al., 2006; Demers, 2008; Demers et al., 2008; Orava et al., 1997; Ouangrawa, 2007; Ouangrawa et al., 2010; SENES, 1996) are all well documented. In recent years, there has been an increasing interest for the EWT technique. This technique consists of controlling the position of the water table at a depth which allows for maintaining, by capillarity, a sufficiently high degree of water saturation in the reactive tailings. Near saturation produces a low oxidation rate in the tailings because of the low effective diffusion coefficient of oxygen in water (e.g., Mbonimpa et al., 2003).

The efficiency of the EWT combined with a monolayer cover is highly dependent on the position of the water table (Demers et al., 2013a; Dobchuk et al., 2013; Ouangrawa et al., 2009; Pabst et al., 2017a, b). Previous studies on oxygen barrier covers designated a maximum oxygen flux criterion of 20 to 40 $\text{g/m}^2/\text{yr}$ reaching the reactive tailings to impede the production of AMD (Aubertin et al., 1999; Garand and Ricard, 1999; Hamdi, 2011; Nastev and Aubertin, 2000; Pabst et al., 2017a). This

target corresponds approximately to the performance of a 1 m thick stagnant water cover (i.e., a method that is well-recognized as being effective).

Reclamation studies on fresh (non-oxidized) tailings using the EWT (Demers et al., 2008; Ouangrawa et al., 2010) often showed success in meeting the existing environmental water quality criteria after a short period of time. However, the decreases in acidity and dissolved metal/metalloid concentrations are usually slow for mine tailings sites where AMD had been extensively produced for a long period of time. For example, at the abandoned Lorraine mine site, the pH increased from less than 3 to 5-6 and the iron (Fe) concentrations decreased from 11 to 2.5 g/L within 12 years following reclamation (Bussière, 2009; Genty, 2012; Genty et al., 2016). Numerical simulations of the hydrogeochemical behavior of the Manitou tailings after 10 years at a depth of 1 m below the surface, indicated that the pH would be about 3.8, sulphate (SO₄) concentration at 60 mg/L, and Fe concentration of 20 mg/L (Pabst et al., 2017b). Porewaters at greater depths would have pH values up to 5, SO₄ concentrations up to 13.5 g/L, and Fe concentrations up to 4 g/L.

The main differences that usually distinguish abandoned sites containing oxidized tailings from active sites with fresh tailings include: a distinctive mineralogy between the oxidized and unoxidized tailings, the presence of already contaminated porewaters (notably with high Fe³⁺ concentrations) and of active microbial communities (that can enhance the generation of AMD) (Bussière, 2009; Lindsay et al., 2015; Moncur et al., 2014, 2015). Furthermore, the older storage infrastructures are typically not designed for mine closure and many of these even lack a water treatment system (Bussière, 2009; Bussière et al., 2005). The effects of pre-oxidation and of dissolved ferric iron in porewaters may influence the efficiency of the reclamation techniques applied on already oxidized abandoned sites, in part because of the indirect oxidation of sulphide minerals by ferric ions (Gleisner et al., 2006; Nicholson, 1994; Nordstrom and Southam, 1997; Pabst, 2011).

This study assessed the geochemical behavior of the abandoned AMD-generating Manitou site tailings storage facility after the implementation of an EWT combined with a monolayer (oxygen barrier) cover over the reactive tailings. This study specifically focused on a zone covering 38 ha of the abandoned Manitou mine site, which is referred to as tailings storage facility 2 (TSF 2), where an EWT table combined with a single layer cover made of non-acid-generating tailings were implemented in 2009. The field performance of the cover with respect to oxygen fluxes reaching the reactive tailings and water table levels were assessed in Chapter 4. This chapter presents the porewater quality results and discusses the relatively slow rate of water quality improvement.

5.2 Background on the geochemical behavior of oxidized tailings

The production of contaminants from fresh, uncovered tailings generally occurs as a result of oxidation by oxygen. Other sources and pathways are however possible and may even dominate in tailings where AMD has occurred for a long period of time. Highly weathered tailings often contain a large fraction of somewhat stable secondary minerals that can also have an impact on water quality.

5.2.1 Sulphide oxidation

Acid mine drainage can be generated through chemical, biological, and/or electrochemical reactions. The rates of sulphide minerals oxidation indicated by the following equation are controlled by several factors, including oxygen availability, porewater pH, and the activity of iron- and sulphur-oxidizing microbes (Blowes et al., 2013; Nordstrom, 1982). The chemical oxidation of one mole of pyrite by O₂ produces one mole of ferrous iron, two moles of sulphate, and two moles of H⁺ (Nordstrom, 1982):



The released ferrous iron can be oxidized to ferric iron in the presence of oxygen and catalysed by microbial activity, particularly at $\text{pH} < 3$ (Nordstrom, 1982):



The oxidation of pyrite by ferric iron (as an oxidant) is also possible and produces 16 moles of H^+ per mole of pyrite (Kleinmann et al., 1981):



Ferric iron may become the principal electron receptor in the reaction when the pH is less than about 3.5 because of its increased solubility and a higher reaction rate than that of Eqn 5.2 (Blowes et al., 2003). Oxidation reactions via Fe^{3+} are favored when oxygen is available to oxidize Fe^{2+} to Fe^{3+} (Eqn 5.2), in the presence of very acidic porewaters within oxidized tailings (Kleinmann et al., 1981; Nicholson and Scharer, 1994; Nordstrom, 2000; Williamson and Rimstidt, 1994).

Ferric iron can also be supplied by sources other than the oxidation of Fe^{2+} . The release of Fe^{3+} can also occur from unstable secondary minerals in already oxidized tailings impoundments. This remobilization is possible even at pHs near neutrality. The Fe^{3+} can oxidize sulphide under near-neutral conditions at rates that can be at least as fast as with O_2 (Moses et al., 1987). The release of ferric iron arising from the dissolution of secondary sulphate phases can produce additional AMD even after the supply of atmospheric oxygen to the reactive tailings has ceased (Catalan and Kumari, 2005). Additionally, the dissolution of amorphous $\text{Fe}(\text{OH})_3$, even colloidal, can be rapid enough to re-supply Fe^{3+} (Evangelou and Zhang, 1995; Moses et al., 1987).

Acidophilic bacteria and archaea play significant roles in facilitating and perpetuating the development of acidic mine waters and leaching of metal contaminants in tailings

impoundments, particularly as pH values decrease below 3.5 approximately (e.g., Colmer and Hinkle, 1947; Colmer et al., 1950; Kock et al., 2008; Singer and Stumm, 1970). For non-acid-soluble sulphides, such as pyrite, the effect due mainly to the ability of iron-oxidizing acidophiles to catalyze the oxidation of ferrous iron to ferric iron (i.e., Eq. 5.2), which then acts as an efficient oxidant of sulphide minerals (Eq. 5.3) (Schippers and Sand, 1999; Sand et al., 2001). For acid-soluble sulphides, such as chalcopyrite and sphalerite, the effect may be related to either the action of iron-oxidizing acidophiles and/or to the ability of sulphur-oxidizing acidophiles to regenerate acid that has been consumed through the dissolution of these minerals by re-oxidizing the resulting H₂S into sulphate (Schippers and Sand, 1999; Sand et al., 2001). This cyclical reaction is essentially net neutral in terms of acid production, but it can nonetheless be an important source of metal contaminants.

Suitable growth conditions for the autotrophic organisms involved must exist in order for these bacterial induced reactions to occur, including a low pH, a source of oxygen (Eqn. 5.2), as well as sources of carbon dioxide (to synthesize organic carbon growth). These microbes are generally naturally abundant in the upper layers of uncovered tailings impoundments and in drainage waters (e.g., Baker and Banfield, 2003; Chen et al., 2013; González-Toril et al., 2003; Huang et al., 2011; Kock et al., 2008) where atmospheric gases may freely exchange with surface and porewaters. Significantly decreased populations of iron-oxidizing microbes have however been noted under oxygen-limiting covers (Guay et al., 1999) as well as deeper, in unoxidized zones of tailings impoundments (Kock et al., 2008). For example, in a full-scale study of a water cover over the tailings impoundment at the Solbec-Cupramine in Québec, Canada, Guay et al. (1999) observed a drastic decrease in the population of iron-oxidizers from 1×10^6 to 1×10^2 over a four-year period following reclamation by flooding. The authors also noted a marked increase (from 1×10^1 to 1×10^5) in the population of sulphate-reducing bacteria. These changes in the microbial community before and after reclamation likely reflect shifts towards

unfavorable growth conditions for autotrophic iron oxidizers, including increasing porewater pH values (e.g., Kuang et al., 2013) and significantly reduced concentrations of oxygen and carbon dioxide. Similarly, such suboxic conditions tend to favor the growth of heterotrophic sulphate-reducing bacteria and iron-reducing bacteria which could potentially sequester metals in stable, biogenic sulphides. Populations of sulphate-reducing bacteria are however limited because of the low availability of organic carbon in tailings (Dold et al, 2005).

Studies also showed that sulphide oxidation can also involve galvanic interactions between free grains in contact with adjacent grains (Chopard et al., 2017; Kwong et al., 2003). As sulphide minerals are conductive or semi-conductive, electrochemical reactions can occur between them. A galvanic cell may be produced when a current is generated between a sulphide that acts as an anode and dissolves, and another sulphide which acts as a cathode and that is, at least partially, protected. For example, the preferential dissolution of chalcopyrite and sphalerite occur in the presence of pyrite due to their lower electrode potential. This was observed in blends including 50% quartz, 25% pyrite, and 25% chalcopyrite and in blends containing 50% quartz, 25% pyrite, and 25% sphalerite (Chopard et al., 2017). Moreover, the release of Cu from chalcopyrite and Zn, Mn, and Cd from sphalerite was accelerated in the presence of pyrite. Water contamination from galvanic interactions can occur over a long period of time, even after mine closure (Benvenuti et al., 1997). Some have suggested that the oxidative dissolution of sulphides through galvanic interactions could be an important process leading to environmental pollution in metal sulphide mine areas (Byerley and Scharer, 1992; Cruz et al., 2001; Lin, 1997; Liu et al., 2008; Salomons, 1995; Subrahmanyam and Forssberg, 1993).

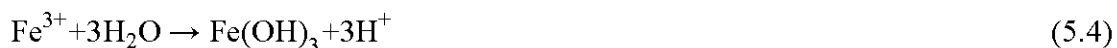
5.2.2 Precipitation and dissolution of secondary minerals

The porewater of oxidized tailings usually contains sulphide oxidation products and may show geochemical conditions that favor precipitation of secondary minerals.

Highly weathered sulphidic tailings often contain a large amount of secondary minerals, which may include both crystalline and poorly-crystalline or amorphous phases (Alpers et al., 1994; Hakkou et al., 2008; Jambor et al., 2000; Lindsay et al., 2015). Common secondary minerals in oxidized tailings comprise ferric oxyhydroxides and metal sulphates. Their precipitation, co-precipitation, dissolution, adsorption/complexation, and solid-solution substitution reactions can impact the acidity of the solution and the concentrations of solutes (Gunsinger et al., 2006; Nordstrom, 2011), as described below.

5.2.2.1 Fe³⁺ oxyhydroxides

Ferric oxyhydroxides precipitates, such as ferrihydrite (Fe(OH)₃) and goethite (FeOOH), can form in mine drainage and their precipitation may be a significant source of acidity (Lottermoser, 2010; Stumm and Morgan, 1996). They tend to undergo precipitation as described by Eqns 5.4 and 5.5 for ferrihydrite and goethite, respectively (Liao et al., 2009; Nordstrom, 1982; Nordstrom et al., 2015):



Secondary ferric oxyhydroxide coatings that develop on the surfaces of sulphide minerals at circumneutral pH can reduce the rate of oxidation by limiting the transport of reactants to unoxidized sulphide surfaces. Ferric oxyhydroxide coatings usually grow in two stages: (1) the formation of Fe oxyhydroxide colloids in porewaters, and (2) colloid attachment to sulphides surfaces followed by the interstitial precipitation of Fe oxyhydroxide material between the colloidal particles (Huminicki and Rimstidt, 2009). Both stages play a role in limiting the transport of oxidants to pyrite surfaces. Also, ferric oxyhydroxides have high surface areas due to their nanoparticle or colloidal sizes; therefore, they can play a significant role in terms of immobilizing heavy metals and other potentially toxic elements through sorption

(Blowes et al., 2013). Fe oxyhydroxides formed in oxidized zones can dissolve and contaminate the pore water even after the placement of a cover on a tailings disposal area (Yanful et al., 1999).

Microbial Fe(III) reduction of the iron oxides can occur in the absence of molecular oxygen and in reducing conditions (Cummings et al., 2000; Jones et al., 2006; Larsen and Postma, 2001; Straub et al. 2001). This process is due to the action of iron-reducing bacteria reduce Fe(III) to Fe(II) and may promote the release of adsorbed trace elements (Ribeta et al., 1995; Yadav et al., 2015).

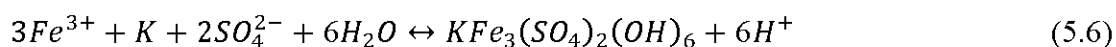
5.2.2.2 Sulphate minerals

Secondary sulphate minerals associated with AMD include soluble sulphate salts, less-soluble oxyhydroxysulphates, and solid solutions of heavy metal ions in iron sulphates (Alpers et al., 1994; Bigham et al., 1996; Jambor et al., 2000). Fe, Mg, and Al sulphate minerals are usually abundant. The Fe sulphates often contain other metals, such as Mg, Al, Zn, Cu, Ca, and Pb. The dissolution of many metal sulphate minerals can be a source of acidity and metals. The phases where an extensive hydrolysis of trivalent cations (e.g., Fe(III) or Al) occurred leach commonly more acidity (Jerz and Rimstidt, 2003).

Water-soluble metal sulphate minerals are generally formed as a result of the evaporation of tailings porewaters or effluents (Jambor, 1994; Jambor and Blowes, 1998). The redissolution of these minerals can release significant quantity of contaminants during rainfall events (Hakkou et al., 2008; Nordstrom, 2009, 2011). These minerals can also remain in the tailings, even after the complete consumption of primary sulphides, and act as long-term sources of acidity and metals (Catalan et al., 2000; Jambor et al., 2000; Li and St-Arnaud, 1997; Moncur et al., 2016). Thus, soluble sulphates can be a source of contamination even after the implementation of the reclamation measures and can, thus, contaminate water in and above reclaimed tailings (Catalan et al., 2000).

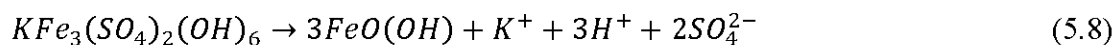
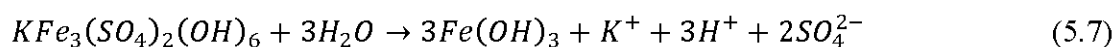
Gypsum, schwertmannite, and jarosite are relatively less-soluble sulphate minerals. Gypsum is the most abundant secondary mineral in tailings due to high sulphate and Ca concentrations ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) (Blowes et al., 2013). Schwertmannite and jarosite usually precipitate under a mixture of Fe^{3+} phases that may include goethite, ferrihydrite, and lepidocrocite. Laboratory and field studies have shown that ferrihydrite tends to dominate at pH values above 5.5, jarosite tends to dominate at pH between 0.8 and 2.5, and schwertmannite usually dominate at intermediate pH values (Alpers et al., 1989; Bigham and Nordstrom, 2000; Nordstrom et al., 2015). Schwertmannite ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$) is difficult to identify because of its poor crystallinity and the associated presence Fe oxyhydroxides and jarosite. Nonetheless, various occurrences have been reported in the literature (Acero et al., 2006; Bigham et al., 1996; Wang et al., 2006).

Jarosite ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) is another abundant secondary mineral in pyrite/pyrrhotite-rich mine wastes (Dold, 2010). Precipitation of jarosite occurs at acidic pH values below 3, in solutions with high concentrations of Fe^{3+} , sulphates, and alkalis (such as K and Na) It typically requires a long period of time (Majzlan and Myneni, 2005). Abundant jarosite was observed near the lower extent of the oxidation zone of the Nickel Rim tailings (Johnson et al., 2000; McGregor et al., 1998a, b). Jarosite precipitated from mine waters usually contain K that can be replaced in its structure by oxonium (H_3O), and sometimes Na (Blowes et al., 2013). The formation of 1 mole of jarosite consumes 3 moles of Fe^{3+} and produces 6 moles of H^+ (Eqn 5.6) (Dold, 2010 ; Parbhakar-Fox and Lottermoser, 2015 ; Welch *et al.*, 2008).



In sulphide deposits and mine wastes, jarosite plays an important role because of its ability to remove other metals (e.g., Cu, Ni, Zn) from solution during precipitation (Dold and Fontboté, 2001; Dutrizac and Chen, 1984; Hudson-Edwards and Wright,

2011). Jarosite is metastable due to structural deficiencies. It may undergo progressive transformation to schwertmannite, goethite, ferrihydrite, and amorphous-dominated precipitates as a consequence of increasing pH, decreasing redox potential (Eh), and high sulphate concentrations (Bigham et al., 1996; Marescotti et al., 2012; Swayze et al., 2008; Wang et al., 2006). Jarosite undergoes incongruent dissolution to ferrihydrite (Eq. 5.4) and goethite (Eq. 5.5); both reactions produce 3 moles of H⁺ ions (Dold, 2010; Welch et al., 2008). The complete (Eq. 5.6) and incongruent (Eqs. 5.7 and 5.8) dissolutions of jarosite release Fe³⁺, K, and other metals and can consume alkalinity (Catalan et al., 2002; Catalan and Kumari, 2005; Catalan and Yin, 2003):



Dissolution of jarosite (Bridge and Johnson, 2000) and schwertmannite (Coupland and Johnson, 2008; Gramp et al., 2009) through the action of acidophilic iron and sulfate-reducing bacteria (SRB) under acidic conditions (pH <2.5) has been observed. Dissimilatory metal-reducing bacteria have also been shown to thrive under circumneutral conditions, although most commonly through direct mechanisms utilizing metal sites (i.e., iron) as a terminal electron acceptor from the mineral itself (Hansel et al., 2003; Nevin and Loveley, 2002; Weisener et al., 2011).

5.3 Investigated site

5.3.1 History of Manitou mine site

A Zn and Cu mine was operated at the Manitou site near Val D'Or, Québec, Canada from 1942 to 1979. The mill later processed ore from other deposits, and a total of about 11 million tons of acid-generating tailings were disposed of at the Manitou site between 1942 and 1992. In 2003, the management of the site became the

responsibility of the Government of Québec. At that time, the tailings covered more than 191 ha because of initially uncontrolled disposal followed by several breaches in the tailings dikes.

Sulphidic tailings at the Manitou mine site produced AMD over several decades. The water quality on site was characterized by low pH values (often close to 2) and high concentrations of dissolved metals (Drouin, 2017; Julien, 2017; Tassé and Germain, 1999). The pore water of the spilling area contained concentrations up to 10,000 mg/L Fe, 350 mg/L Zn, 235 mg/L Cu, and 2,500 mg/L sulphates (Tassé and Germain, 1999). The highly contaminated AMD affected the surrounding ecosystems, including the Bourlamaque River, where pH values as low as 4 were measured and metal concentrations consistently exceeded the water quality criteria acute toxicity thresholds (Berryman and Jalbert, 2004). The upper 30 cm of tailings on TSF 2 are now oxidized.



Figure 5.1 Manitou TSF 2 site before (June 2008) and after (August 2012) the installation of a 1.2 to 2.1 m thick cover made of non-acid-generating tailings from Goldex mine.

Research has been performed since the 1990s to understand and identify appropriate reclamation solutions to control AMD production at the Manitou site (Aubertin et al., 1995, 1997, 1999; Bussière, 1999; Bussière et al., 2007; Gosselin et al., 2012; Molson et al., 2008). These studies focused on material characterization (Bussière et al., 2008,

2009; Pabst, 2011; Pabst et al., 2014), column tests (Bussière *et al.*, 2008, 2009, 2011, 2012; Ethier et al., 2015; Pabst, 2011; Pabst et al., 2014, 2017a), and numerical modeling of laboratory columns and field behavior (Broda et al., 2014; Bussière et al., 2011; chapter 3).

The chosen reclamation method for TSF 2 which is a 38 hectares tailings zone located in the lower elevation of the site, is the elevated water table technique combined with a monolayer cover made of Goldex tailings (with a thickness between 1.2 and 2.1 m). Photos of TSF 2 in Figure 5.1 illustrate the site before (June 2008) and the after reclamation work (August 2012). The installation of the cover started in 2008 by discharging non-contaminated drainage generating tailings produced at the nearby Goldex mine as a pulp, 50% solid content (with process water), by pipeline.

5.3.2 Properties of Manitou and Goldex tailings

The main chemical and mineralogical properties of the Goldex and unoxidized Manitou tailings have been characterized using methods presented in Chapter 2, Appendix A, and previous studies (Bussière et al., 2008, 2009; Demers et al., 2013a). The characterization methods included sulphur and carbon analyses with an induction furnace, major element analysis by ICP-AES, mineralogical identification and quantification by XRD, and mineralogical observations by SEM-EDS.

The main results, in terms of major element concentrations, acid-base accounting, and mineralogical compositions of samples representative of the Goldex and Manitou tailings on TSF 2, are presented in Table 5.1. The Manitou tailings contain significantly more sulphur (13.6%) than the Goldex tailings (0.33%); 0.69% of the sulphur in the Manitou tailings is comprised of sulphates, whereas sulphate phases are negligible for the Goldex tailings. The Manitou tailings contain much less Ca than the Goldex tailings (0.488% vs. 4.20%), but more Fe (16.1% vs. 3.4%) and Zn (0.51% vs. 0.004%). The Mg contents of both tailings are relatively low' i.e., 1.9% for Goldex and 0.26% for Manitou. The Manitou tailings acid potential (AP) is 425

kg CaCO₃/t; the AP for the Goldex tailings is 10 kg CaCO₃/t. The neutralization potential (NP) of the Goldex tailings is 67 kg CaCO₃/t, while the Manitou tailings have no neutralization capacity according to the methods developed by Sobek et al. (1978) and modified by Lawrence and Wang (1997). Miller et al. (1991) indicated that a material is acid-generating when the net neutralization potential (NNP = NP - AP) is below -20 kg CaCO₃/t and non-acid-generating when it is above 20 kg CaCO₃/t; the acid-generation potential is uncertain when the NNP is between -20 and + 20 kg CaCO₃/t. The Manitou tailings, with an NNP of -425 kg CaCO₃/t, are classified as acid-generating, while the Goldex tailings are non-acid-generating (NNP = 57 kg CaCO₃/t).

The mineralogical compositions of the Goldex and Manitou tailings are presented in Table 5.1. Mineralogical analyses (XRD and MEB-EDS) indicated that the Goldex tailings are composed of 55% feldspathic plagioclases, 16% other silicates minerals (i.e., clinozoisite, actinolite, and chlorite), and 7.2% calcite, which is responsible for most of the Goldex tailings' NP. Traces of pyrite (< 0.6%) were also observed in Goldex tailings.

Pyrite accounts for 17.1% of the Manitou tailings. It is the predominant sulphide phase and is present in irregular shapes typical of already oxidized grains (Aubertin et al., 1999). Minor amounts of chalcopyrite (CuFeS₂; 1.2%) and sphalerite ((Zn, Fe)S; 1.4%) were also identified. Gangue minerals, including quartz, muscovite, and chlorite, form 77% of the tailings. Other studies noted the presence of low anorthite contents (Aubertin et al., 1999; Pabst et al., 2014). The presence of secondary minerals was mainly observed in oxidized Manitou tailings, for which sulphide minerals are practically depleted (see Chapter 2, Appendix A, and Bussière et al., 2011). Gypsum (2.8%) and jarosite (1.3%) were identified as secondary sulphate minerals. Fe-oxyhydroxide minerals, such as goethite, hematite (Fe₂O₃), and magnetite (Fe₃O₄), were also observed. The measured Zn contents in the coatings of

oxidized grains were lower than 15%. Secondary mineral deposits sometimes cemented grains together.

Table 5.1 Major element composition, results of the acid-base accounting tests, and mineralogical compositions of a sample representative of the unoxidized Manitou and Goldex tailings on TSF 2 (Bussière et al, 2008; Demers et al. 2013)

Parameter	Goldex tailings	Unoxidized Manitou tailings
Concentrations (%)		
Ca	4.2	0.49
Cu	<LM	0.019
Fe	3.4	16.1
Mg	1.9	0.26
S total	0.33	13.6
S sulfates	<LM	0.69
Zn	0.004	0.51
Mineralogical contents (wt%)		
Quartz	22	47
Chlorite	8.5	3.6
Feldspath plagioclase	55	NI
Muscovite	NI	27
Actinolite	3.3	NI
Clinozoisite	3.3	NI
Calcite	7.2	NI
Pyrite	<0.6	17
Gypsum	NI	2.8
Sphalerite	NI	1.4
Chalcopyrite	NI	1.2
Acid-base accounting parameters (kg CaCO ₃ /t)		
NP	67	<LM
AP	10	425
NNP	57	-425

*LM = limit of the method, assumed to be negligible; NI = not identified

5.4 Results

5.4.1 Porewater quality

Field investigations of the hydrogeological and geochemical characteristics of the Manitou TSF 2 site were carried out between August 2012 and August 2015. Monitoring stations were installed on site after the main reclamation works were completed (Figure 5.2). Each station was instrumented to monitor water table level, volumetric water content (VWC), suction, and pore gaseous oxygen concentration (Ethier et al., 2013, 2014; Chapter 4).

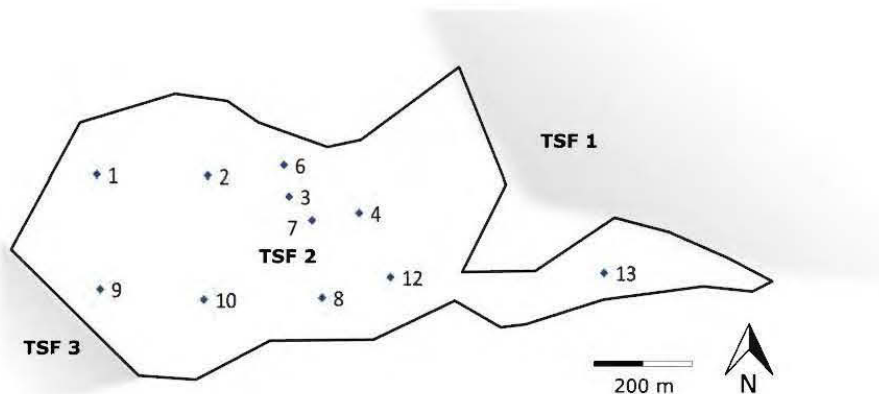


Figure 5.2 Location of the measurement stations in TSF 2

Stainless-steel wellpoints were also installed at each monitoring station (Figure 5.3). These are 2.5 m long (except for station 5, which is 1.6 m), with a 0.46 m-long screen at the base. The initial objective was to install the wellpoints close to the reactive tailings-cover interface to assess the porewater quality. The wellpoint at station 5 is shorter and the screen is entirely in the cover (Goldex tailings). The screens at stations 1, 2, 7, 8, 10, 11, and 12 are located entirely in the reactive tailings (Manitou), because of the thinner cover at these locations. The screens at stations 3, 4, 6, 9, and 13 overlap the reactive tailings and the cover.

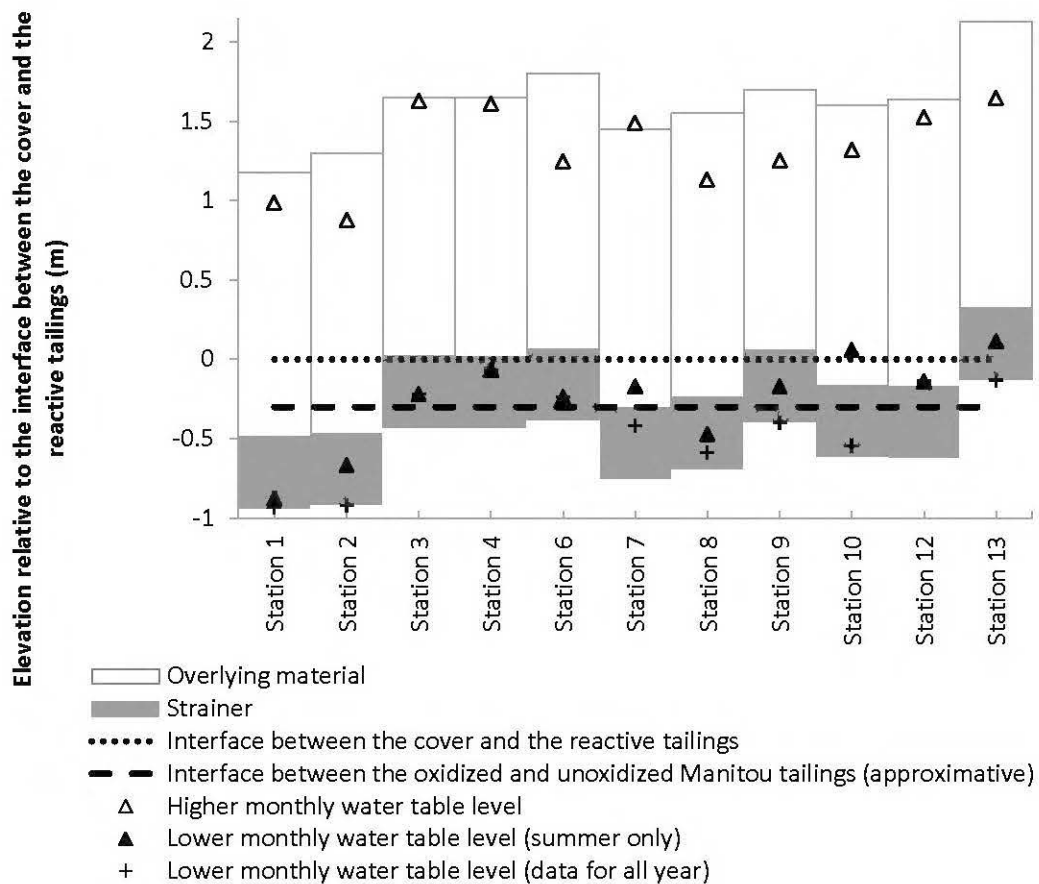


Figure 5.3 Location of the screen for each wellpoint installed at TSF 2. Highest and lowest water table levels for each wellpoint are also indicated

Water table levels and oxygen fluxes through the monolayer cover were presented in Chapter 4. The water table levels were higher in the spring and in the fall and lower during winter and summer. The difference between the lowest and the highest monthly average water levels varied between 1.1 m (station 5) and 1.9 m (stations 1, 7, and 10). The mean monthly water table levels varied between 0.93 m (station 1) below and 1.65 m (station 13) above the reactive tailings-cover interface. The average monthly water table levels obtained from measurements at the monitoring stations was higher than the interface between Goldex and Manitou tailings 95% of the time. This interface was the design target for the phreatic surface level at which AMD was

controlled in laboratory physical models for the TSF 2 tailings configuration (Bussière et al., 2012; Demers et al., 2013a). Winter data were not considered because the low temperatures ($\sim 2^\circ$ close to the interface between the Goldex and the Manitou tailings in winter) reduce oxidation reaction rates and the nearly saturated, frozen cover layer limits oxygen diffusion (see Chapter 4 for details). The average water table level for the entire site was 0.59 m above the interface between the cover and the reactive tailings. It was slightly below this interface at stations 1 and 2 (by an average of 0.05 and 0.04 m, respectively). The water table in the western part (downstream) of TSF 2 (i.e., stations 1, 2, 8, 9, and 10) was more frequently located below the interface than in the eastern part of the site.

Measured oxygen fluxes reaching Manitou tailings under cover between August 2012 and August 2015 were comprised between 8×10^{-9} and 5×10^{-3} g/m²/d (3×10^{-6} and 2 g/m²/yr) (Chapter 4), thus meeting the target of 0.05 to 0.1 g/m²/d (20 to 40 g/m²/yr) developed for fresh tailings (Aubertin et al., 1999; Garand and Ricard, 1999; Hamdi, 2011; Nastev and Aubertin, 2000; Pabst et al., 2017a). These fluxes are controlled by the (low) oxygen diffusion coefficient in the (nearly) saturated lower part of the cover and by the oxygen consumption by the small amount of sulphides in the cover material.

Water was sampled from each wellpoint two to three times a year between June and October, and then analyzed. The wellpoints were pumped “dry” and allowed to recover before sampling. Ferrous iron concentrations were measured immediately in situ with a Hach DR/890 portable colorimeter using the 1,10-phenanthroline method (APHA, 1998) ($\pm 0.8\%$ accuracy, $\pm 0.2\%$ precision). Water samples were kept in plastic bottles at 4 °C until additional chemical analyses could be carried out shortly after. The pH (Orion Triode sensor coupled with a Benchtop pH/ISE Meter Orion model 920; precision ± 0.01), Eh (Pt/Ag/AgCl sensor connected to a Benchtop pH/ISE Meter Orion 920; precision ± 0.2 mV), and EC (APHA method 2510, 2005; Oakton

Acorn CON 6; precision $\pm 0.5\%$) were also measured for each sample. Alkalinity and acidity were obtained by titration using sulphuric acid 0.02N and sodium hydroxide 0.1N, respectively (APHA 2310 and 2320 methods, 2005; both precisions ± 1 mg CaCO_3/L). Cations in the water samples were analysed with a Perkin Elmer OPTIMA ICP-AES (relative precision of 5%) after filtration with a 0.45 mm filter and acidification with 2% v/v HNO_3 .

Results (Figures 5.4 and 5.5 ¹⁷) illustrate the water quality variation at different locations on TSF 2, excluding Eh (54-536 mV), alkalinity (3-667 mg CaCO_3/L), and Ca concentrations (309-706 mg/L). Eh values measured on 30 June 2014 were higher due to a different measurement method used for these samples. The water quality at stations 3, 6, and 8 were representative of three classes of water quality found on site. The lowest pH values (5.01 - 6.49) were measured at stations 2, 8, and 10. These were associated with higher EC values (3030 - 15,330 $\mu\text{S}/\text{cm}$) and acidities (1833 - 7562 mg CaCO_3/L), as well as higher concentrations of sulphide dissolution products (1 - 4420 mg/L Fe including 38 - 1,531 mg/L Fe^{2+} , 67 - 5830 mg/L S, and 106 - 1650 mg/L Zn) and neutralizing minerals (calcite, chlorite, and muscovite) dissolution products (47 - 1930 mg/L Mg, and 2 - 153 mg/L Mn). The highest pH values (6.13 - 8.57) were measured at stations 6, 9, and 13 together with lower ECs (1751 - 6610 $\mu\text{S}/\text{cm}$), acidities (1 - 667 mg CaCO_3/L), and concentrations of the aforementioned elements (0.02 - 169 mg/L Fe including 0 - 155 mg/L Fe^{2+} , 414 - 1260 mg/L S, 1 - 1270 mg/L Zn, 7 - 130 mg/L Mg, and 0.1 - 7 mg/L Mn). Results from stations 1, 3, 4, 7, and 12 were between these two extremes (pHs 5.56 - 6.60, acidities 150 - 3417 mg CaCO_3/L , 31 - 1920 mg/L Fe including 5 - 988 mg/L Fe^{2+} , 729 - 2267 mg/L S, 33 - 906 mg/L Zn, 47 - 814 mg/L Mg, and 2 - 45 mg/L Mn).

The electrical conductivity (2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$), S (478 mg/L), Ca (487 mg/L), Mg (24.8 mg/L), and Mn (0.433 mg/L) concentrations measured in the Goldex process water

¹⁷ The complete results of the water quality are presented in Appendix G

were similar to those measured at stations 6, 9 and 13. The pH of the Goldex process water (6.4) was within the average range of the sitewide porewater measurements. The Eh of the process water (330 mV) was higher and the Zn (0.064 mg/L) and Fe (0.011 mg/L) concentrations were lower than in the porewater at TSF 2.

During the field study, 83% of the pH measurements were above 6, which is the minimum mining industry effluent water quality target included in the Québec Directive 019 regulation (MDDEP, 2012). A proportion of 14% and 1% of the samples met the targets for the maximum Fe (6 ppm) and Zn (1 ppm) concentrations, respectively. These Fe and Zn concentrations were often a hundred and sometimes a thousand times above the monthly acceptable mean and maximum concentrations. The copper concentrations (not shown) were low and met the environmental criterion (0.6 mg/L) at all time.

Annual averages of the measured parameters were calculated for the studied period (2012-2015) for the three water quality classes to better show trends over time (Figure 5.6). Data of 2014 and 2015 for stations 2, 9, and 10 lack because of the breakage of the wellpoints. Most of the water quality indicators did not show clear tendencies and were relatively stable over time (i.e., pH, Fe, and S). The pHs were slightly decreasing for the classes of stations 6, 9, and 13, and for stations 2, 8, and 10, but were stable for the other class. The mean annual Fe concentrations were higher in 2015 at some stations (e.g., 1, 7, 8, and 12), but were stable or decreasing at the other stations. The EC and Zn concentrations generally decreased slightly with time. The Zn concentrations also decreased slightly, but extrapolations suggest that concentrations will not reach the governmental criterion before a few years.

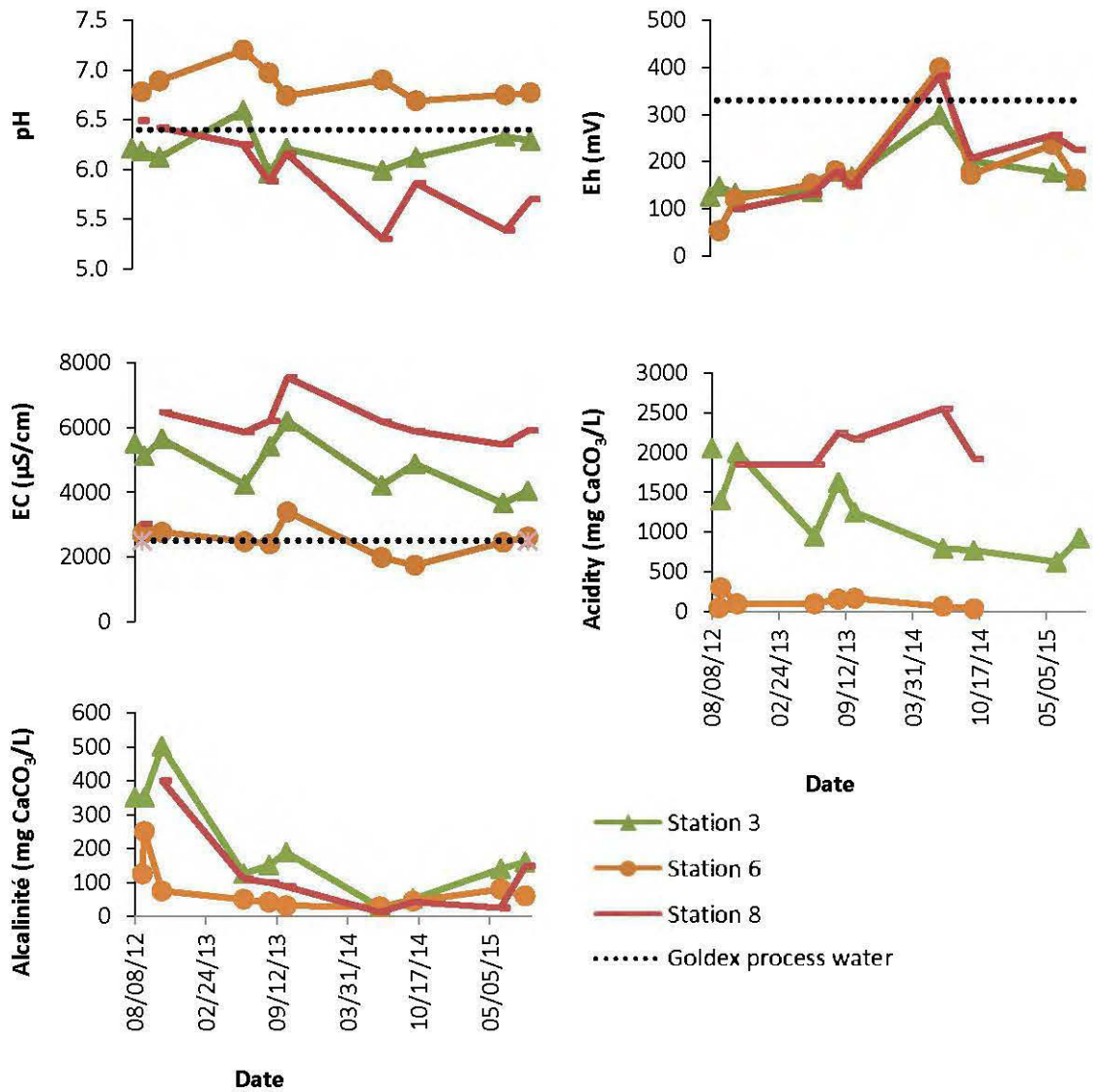


Figure 5.4 Porewater pH, Eh, EC, acidity, and alkalinity measured at TSF 2 stations 3, 6, and 8; Goldex process water characteristics are also shown

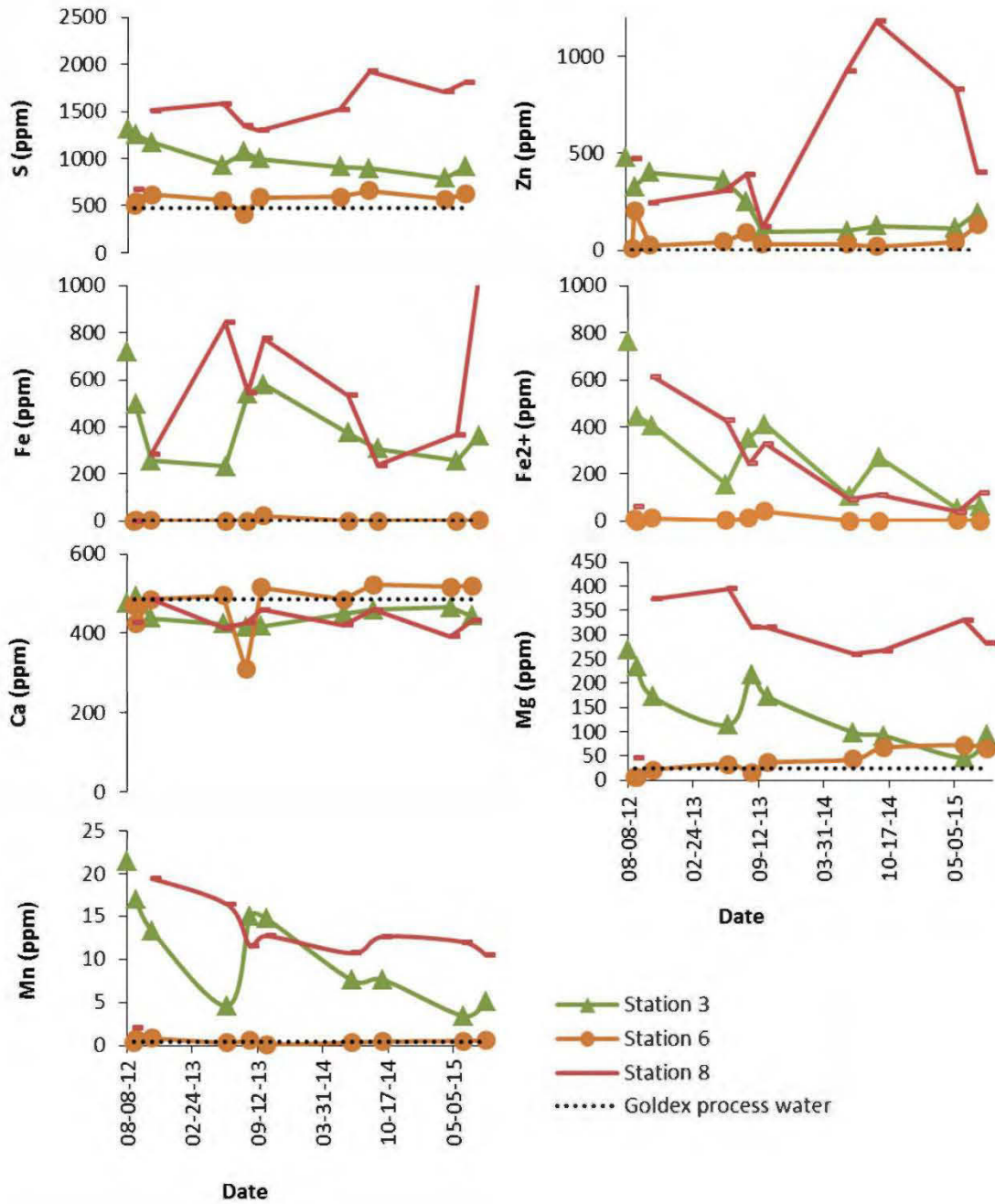


Figure 5.5 Porewater concentrations of S, Zn, Fe, Fe²⁺, Ca, Mg, and Mn measured at TSF 2 stations 3, 6, and 8; Goldex process water characteristics are also shown

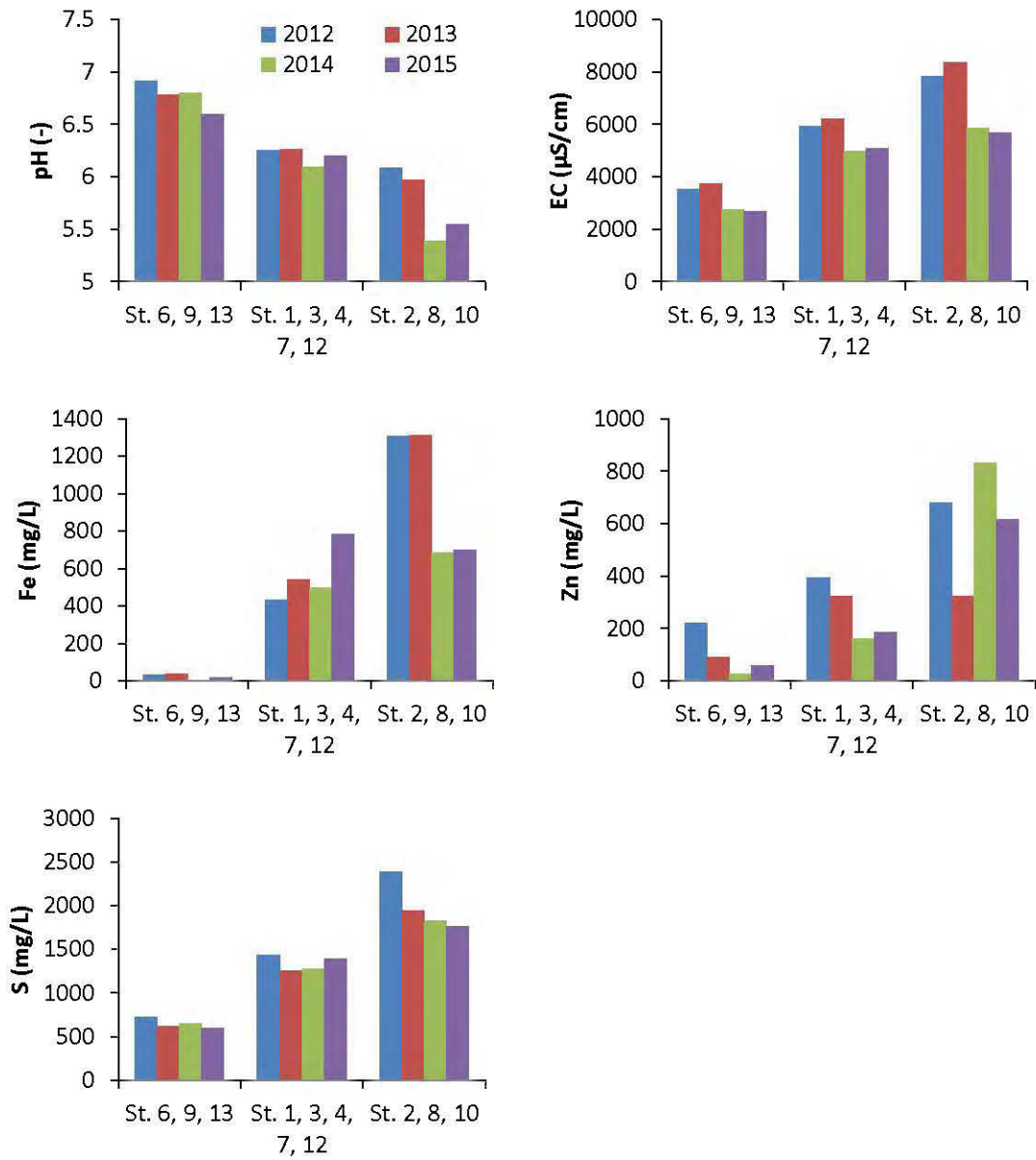


Figure 5.6 Annual averages of the main measured parameters for the three TSF 2 porewater classes

5.4.2 Thermodynamic equilibrium conditions

Geochemical data from water samples were assessed with the geochemical model PHREEQC version 3 (Parkhurst and Appelo, 1999) using the WATEQ4F database (Ball and Nordstrom, 1991). PHREEQC was used to calculate saturation indices (SI) of mineral phases. $SI = 0$ represents equilibrium conditions, $SI > 0$ represents supersaturated conditions (favoring precipitation), and a $SI < 0$ represents undersaturated conditions (favoring dissolution). All TSF 2 porewater samples taken between 2012 and 2015 (except one from June 6, 2014) (Figures 5.4 and 5.5) were analyzed to assess solubility of mineral phases in the field.

The main minerals of interest were gypsum and jarosite (sulphates); goethite, hematite, and magnetite (iron oxides); and $Fe(OH)_{3(a)}$, and $Fe(OH)_8$ (iron hydroxides). The porewater was supersaturated with respect to goethite, hematite, and magnetite for all samples ($SI > 5$) and these conditions were stable over time (see appendix G for complete results). The average SI for $Fe(OH)_{3(a)}$ was also relatively stable over time, but ranging between 0.33 and 0.66. The average SI for $Fe(OH)_8$ increased slightly from -0.41 in 2012 to 0.03 in 2015. Porewater was close to equilibrium for gypsum ($-0.04 < \text{average SI} < 0.04$) for all tests.

As mentioned above, jarosite was observed (as a secondary mineral) in the Manitou tailings. The exact composition of jarosite was not determined, but acidity, K, and Na ions were measured on site. A solid solution of K-Na- H_3O (Alpers et al., 1989) and the pure K, Na, or H_3O -jarosite were analyzed. The porewater was undersaturated with respect to four minerals from the jarosite subgroup. An exception was the 2014 average SI value for K, Na, H_3O -jarosite which equalled 0.02. The SI for K, Na, H_3O -, K-, Na-, and H_3O - bearing jarosite were around -10, -6, -2, and -1. The SI for each mineral increased slightly with time, with differences between the highest and lowest values lower than a factor of 2. The instability of jarosite at near-neutral pH and under the measured Eh values agrees with results from other studies (Bigham et al.,

1996; Marescotti et al., 2012; Swayze et al., 2008; Wang et al., 2006) and with pH-Eh diagrams (Dubrovsky et al., 1985; Nordstrom and Alpers, 1999).

5.5 Discussion

The evolution of the water quality at TSF 2 was observed over a three-year period. A better understanding of the processes involved in this evolution would be useful to better assess the performance of the reclamation work at the Manitou site. The next paragraphs will present how the results of other studies support the results of the present one, and will suggest some geochemical processes that are probably involved on site.

5.5.1 Evidence of phenomena other than oxidation with oxygen

The generation of contaminants by fresh sulphidic tailings is usually associated with the reactivity of sulphide with oxygen. However, results from this investigation combined with those of prior studies suggest that contaminants production at the Manitou mine site may rather involve other reactions.

The Manitou tailings' intrinsic reaction rate coefficient (K') based on modified Fick's laws and measured experimentally with oxygen diffusion and consumption cells (Mbonimpa et al., 2003, 2011) was often similar or slightly lower than the value estimated with the theoretical Collin (1987) method (Pabst et al., 2014; Toussaint, 2016). The Collin method is based on pyrite content and grain size distribution of a material. Oxygen consumption rate for Manitou tailings is, thus, similar to that of fresh tailings with the same pyrite content (and grain size). Moreover, the oxygen diffusion coefficient for the oxidized particle rim around pyrite contained into the shrinking core model was calibrated at a value of $7 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ based on the column tests leachates using reactive transport modelling (Pabst et al., 2017b). This value is many orders of magnitude higher than commonly used oxygen diffusion coefficients ranging between 1×10^{-12} and $2.4 \times 10^{-14} \text{ m}^2/\text{s}$ (Aachib et al., 2004; Demers et al.,

2013b; Molson et al., 2008; Ouangrawa et al., 2009). This coefficient was, therefore, overestimated to compensate for reactions other than oxidation with oxygen (Pabst et al., 2017b). The use of the shrinking core model in reactive transport modeling also considers spherical sulphide minerals grains, which would likely not be appropriate for oxidized tailings which have irregular or fractured surfaces (Aubertin et al., 1999; Molson et al., 2008).

The environmental targets which usually ensure the effectiveness of the EWT reclamation technique to control the production of AMD include a water table level higher than about half the air entry value of the reactive tailings and an oxygen flux lower than 20 to 40 g/m³/yr (Aubertin et al., 1995, 1999; Bussière et al., 2004; Dagenais, 2005; Ouangrawa et al., 2010; Ouangrawa et al., 2009). However, the maximum allowable oxygen flux to control the production of contaminants from Manitou tailings can be reassessed considering several field, laboratory, and modeling studies (see Table 5.2). The characteristics of Manitou tailings are very heterogeneous and were different for each study (see the pyrite content in Table 2). Those indicate that oxygen fluxes between 0.03 to 0.15 g/m²/d (12 to 56 g/m²/yr) lead to a significant decrease in the production of contaminants in column tests (Bussière et al., 2012; Demers et al., 2013a). The approach to determine the oxygen fluxes may, however, be imprecise because of the estimation of the oxygen fluxes with the leached sulphates produced and a conversion with the stoichiometry of Eqn 5.1. The sulphate concentrations in the leachates could have been influenced by dissolution and precipitation.

The air entry value of the non-oxidized finer fractions of Manitou tailings characterized here is typically between 3 and 4 m depending on grain size (Bussière et al., 2011; Demers et al., 2013a). According to Ouangrawa et al. (2010), production of AMD should be limited by a water table lower than 1.5 to 2 m below the surface of the reactive tailings. However, recent studies on the reclamation of Manitou (mostly

unoxidized) tailings showed that AMD can be produced even if the water table is as shallow as 0.5 m (Table 5.2). These investigations and that of Pabst, 2017a also indicated that a greater thickness of a single layer cover did not have a significant influence in controlling the production of contaminants. It was nonetheless possible to obtain pH values close to neutrality (5.6 - 6.1) and low dissolved metal concentrations (0 - 0.4 mg/L Cu, 0.4 - 0.6 mg/L Fe, 1.9 - 2.9 mg/L Zn) with a water table located at the tailings-cover interface, after about a year (Bussière et al., 2011, 2012; Demers et al., 2013a). The water table levels and the pH values measured in this column study were similar to those observed in TSF 2, but the Fe and Zn concentrations were two to three orders of magnitude higher in the field than in this laboratory test.

Reactive transport modelling indicated that oxygen fluxes as low as 0.020 g/m²/d (7 g/m²/yr) were sufficient to generate AMD (Pabst et al., 2017a). The highest oxygen flux in TSF 2 was measured at station 2 (0.005 g/m²/d or 2 g/m²/yr; Chapter 4), where the lowest pH values (5.01-6.21) and highest Fe (1860 - 4,420 pmg/L) and Zn (119 - 1650 mg/L) concentrations were also measured. The pH values measured at this station were similar to those observed after nearly one year in column tests with a water table at the surface of the Manitou tailings (Bussière et al., 2012; Demers et al., 2013a), but Fe and Zn concentrations were still comparable to those of the uncovered field cell (Aubertin et al., 1999). This indicates that even very low oxygen fluxes are not sufficient to stop the generation of contaminants, in the short term.

Table 5.2 Previous research on Manitou tailings with the corresponding position of the water table relative to the surface of Manitou tailings, and results of the oxygen fluxes reaching Manitou tailings, pH, Cu, Fe, and Zn dissolved concentrations

Reference	Material/ configuration	Water table depth below the surface of Manitou tailings (m)	Oxygen flux at the surface (g/m ² /d)	pH	[Cu] (mg/L)	[Fe] (mg/L)	[Zn] (mg/L)
Aubertin et al. (1999)	Uncovered field cell with Manitou tailings (4% Py), also modeled by Molson et al. (2008)	1.5	0.94 to 39	2-3.2	100-1000	10,000-12,000	600-1000
Bussière et al. (2011, 2012); Demers et al. (2013a)	Columns with Manitou tailings (17.1 %Py) covered by 1 m of Goldex tailings	0.5 0	0.88 to 15 0.033 and 0.15 (2 last measurements)	2.8-3.3 5.6-6.1	0.9-2.2 0-0.4	110-190 0.4-0.6	50-210 1.7-2.9
Pabst et al. (2014)	Column with Manitou tailings (11.9 % Py) covered by 0.4 m of Goldex tailings	2.6	Not published	2.7-3.9	0-17	1,900-3,800	240-450
Pabst (2011); Pabst et al. (2017a, b)	Modeling of Manitou tailings (11.9 % Py) covered by 1 m of Goldex tailings	1 2 4 6	0.0024 to 0.020 0.11 to 0.17 1.5 to 5.8 3.3 to 6.1	3.8 3.2 2.2 1.9	- - - -	20 64 600 990	4 22 180 340
This study and Chapter 4	Manitou TSF 2: 38 ha with 1.2 to 2.1 m of Goldex tailings	Fluctuating, average 0.59 m above; 95 % of the monthly averages above	8×10^{-9} and 0.005 (at the base of the cover)	5.2-7.2	< 0.01	< 100-4500	0.3-1650

5.5.2 Contaminants generation before and after reclamation

The results presented above, combined with prior studies on the Manitou tailings, were used to assess the generation and attenuation of contaminants in the porewater. Based on these, a conceptual model is proposed here to describe the different geochemical reactions occurring in the reactive tailings prior to and after implementation of the reclamation work (Figure 5.7).

Initially, the oxidation with oxygen of pyrite, chalcopyrite, and sphalerite contained in the exposed Manitou tailings in TSF 2 was primarily responsible for the low pH values and high metal concentrations (Aubertin et al., 1999; Bussière et al., 2011; Pabst et al., 2014). The water table level was located below the surface and the oxygen diffusing into the tailings oxidized the sulphides and Fe^{2+} (Eqs. 5.1 and 5.2). Fe^{3+} was produced (Eq. 5.2) and contributed to oxidize the sulphide minerals (Eq. 5.3). The porewater was characterized by a pH often close to 2, and concentrations of dissolved Fe, Zn, Cu, and sulphates reached up to 10,000, 350, 235, and 2,500 mg/L, respectively (Tassé and Germain, 1999). Precipitation reactions involving secondary Fe^{3+} oxyhydroxides (observed with SEM-EDS) and jarosite influenced the concentrations of dissolved ferric iron (Molson et al., 2008). The main sulphate minerals produced were gypsum and jarosite (identified with XRD and SEM-EDS).

During the reclamation works, the disposal of a significant quantity of process water with the Goldex tailings had a positive impact on the groundwater quality by raising the pH and reducing the concentrations of Fe, Cu, and Zn (Maqsoud et al., 2016). The performance of the EWT was evaluated from year 3 to 6 after the main reclamation work was completed. It was observed that an efficient oxygen barrier was created by the (nearly) saturated lower part of the cover, leading to oxygen fluxes between $3 \times 8 \times 10^{-9}$ and $0.005 \text{ g/m}^2/\text{d}$ (chapter 4). The sulphides (small content) present in the Goldex tailings can consume part of the oxygen diffusing downward, thus reducing

the quantity of oxygen reaching the Manitou tailings. The water table level was maintained above the interface between the Manitou and Goldex tailings 95% of the time during three years, with an average elevation of 0.6 m above the interface (see Chapter 3).

The water quality near the Manitou tailings surface was characterized by a pH higher than 6 for 84% of the measurements, with several thousand mg/L of sulphates, and with highly variable Fe and Zn concentrations reaching up to several thousands mg/L depending on the location on site (see Section 4.1). The different ions may have originated from the porewater present on site before reclamation works, the Goldex process water (mainly Ca and SO₄), and the various reactions that happened after the main reclamation works within Manitou tailings.

The secondary minerals (jarosite and Fe-oxyhydroxides) in the Manitou tailings dissolved (Section 4.2) and produced acidity and Fe³⁺ (Section 5.2.2.2). Leaching of zinc observed as impurity in these secondary minerals (Section 5.3.2) was also ensued as also observed in other studies (Dold and Fontboté, 2001; Dutrizac and Chen, 1984; Hudson-Edwards and Wright, 2011). A portion of the Fe³⁺ produced other secondary minerals, including iron oxyhydroxides in the form of goethite, hematite, magnetite, Fe(OH)₃, and Fe(OH)₈ (see Section 4.2). Ferric iron solubility are usually low under equilibrium near-neutral pH as measured in TSF 2, but these low concentrations can be high enough to induce the oxidation of sulphide minerals (Moses et al., 1987). Fe³⁺ likely contributed to oxidize sulphide minerals and produce acidity, Fe²⁺, and Zn²⁺. A significant reduction of the oxidation of Fe²⁺ to Fe³⁺ occurred after reclamation work due to the almost total absence of oxygen in the Manitou tailings; oxygen fluxes decreased by a factor of 10² to 10¹⁰. The potential dissolution of the sphalerite and chalcopyrite (with mass contents 1.4 and 1.2%, respectively, in the Manitou tailings) produced by galvanic reactions with pyrite

remains unknown as it has not been evaluated for such low sulphide concentrations (Chopard et al., 2017).

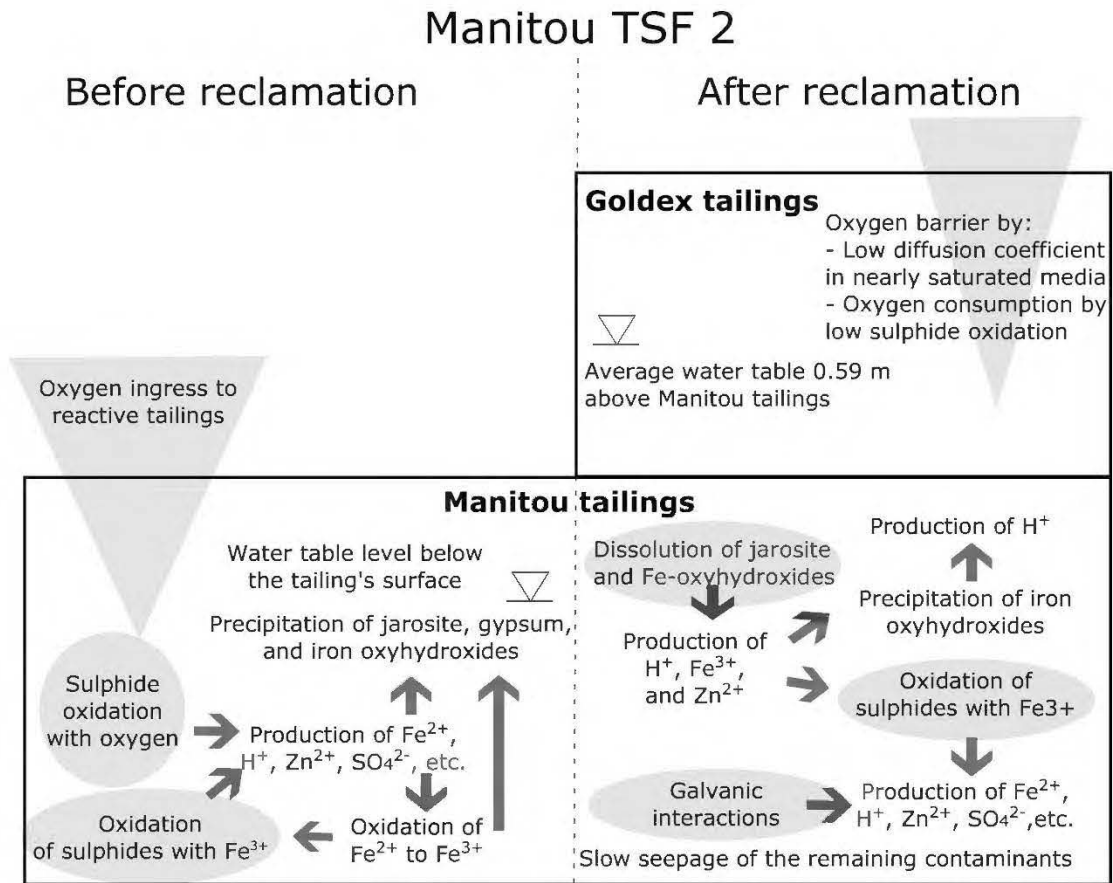


Figure 5.7 Conceptual model of the processes influencing contaminant production in Manitou TSF 2 before and after the reclamation works

The effects of submersing tailings underwater on the availability of oxygen and carbon dioxide (Guay et al., 1999) are likely to be similar to those that would occur under the combined monolayer and EWT cover investigated in this study given that they both function as barriers to the entry of atmospheric gases. Thus, it seems likely that similar limitations exist on the microbial community and that the biochemical activity of iron- and sulphur-oxidizing acidophiles would not significantly contribute to the dissolution of sulphide minerals. However, further studies are necessary to

fully explore this hypothesis, especially given the relative lack of sites that have been well-characterized for microbiology both prior to and after reclamation works.

Various processes involved in the production of contaminants were identified from the characterization of the materials and the water qualities on site. The investigation did not assess the relative magnitude of these processes. Further investigations on reactive tailings would be needed to evaluate the proportion of SO_4 , Fe, and Zn generated from the dissolution of secondary minerals and from the oxidation of sulphides. Also, water quality results from this study can be influenced by the precipitation of secondary minerals occurring in the few minutes or hours before performing the analyses. The gap between the measured total and ferrous iron can also be, at least partially, due to the presence of colloidal iron (Nordstrom, 2011). The position of the screen relative to the interface of the cover and the reactive tailings may have influenced water sampling and quality.

5.6 Concluding remarks

The field work conducted to evaluate water quality, together with the water table levels and oxygen fluxes (Chapter 4) is crucial to properly assess the performance of the reclamation scenario implemented at the Manitou TSF 2. The main purpose of the reclamation work was to create and maintain an oxygen barrier within and above the reactive Manitou tailings. This objective was fulfilled (see Chapter 4). The reclamation of Manitou TSF 2 resulted in some environmental benefits. The field measurements and monitoring carried out between 2012 and 2015 showed that the pH values in the porewater were increased near neutrality and that Cu concentrations were negligible ($< 0.6 \text{ mg/L}$) compared to acid pH and up to hundreds of mg/L Cu before the reclamation works. However, Fe and Zn concentrations remained at some locations, as high as those observed in the uncovered tailings.

A gradual improvement of the water quality after reclamation observed at other mine sites (Bussière, 2009; Genty, 2011; Genty et al., 2016) can be anticipated for TSF 2, considering the elevated water table and the low oxygen fluxes reaching the Manitou tailings on site. The geochemical behavior in the reactive tailings was however somewhat more complex than expected. Contamination was deemed to be related to the dissolution of jarosite and through reductive dissolution of other amorphous Fe-oxyhydroxides already formed prior to the reclamation work. This dissolution would produce ferric iron that fed sulphide oxidation reactions and probably released co-precipitated metals. Galvanic interactions and microbial activity were not explicitly studied, but could possibly impact water quality.

The water quality of the Manitou tailings remained relatively stable during this three-year field investigation. Results of column tests suggest that the water quality would tend to improve over time (see Table 2; Bussière et al., 2012; Demers et al., 2013a) with water exfiltration from the surface. The time required to meet environmental targets in the field is difficult to predict. It can be expected that contaminants production in TSF 2 will persist until all jarosite dissolves. The reactive transport modelling performed on the Manitou tailings by Molson et al. (2008) suggest that the total dissolution of jarosite below an oxygen barrier could take at least a decade.

Many evidences now show that the criteria related to oxygen fluxes and water table levels, developed for fresh tailings and the EWT monolayer cover design, are not appropriate to control the production of contaminants in the Manitou tailings in the short term. The extensive pre-oxidation of the Manitou tailings and the presence of large quantities of secondary minerals widen the variety of reactions involved in the production of contaminants. These reactions are not all well controlled by the reclamation measures, at least in short term.

Additional research is necessary to better understand the evolution of mineralogical, microbiological, and geochemical conditions at the Manitou TSF 2 after the

reclamation work performed at the site. A more precise quantification of the jarosite content in the Manitou tailings and its mineralogical structure, including potential impurities would help evaluate the processes responsible for contamination of the site. The stability of jarosite and Fe-oxyhydroxides after reclamation and the impact of its dissolution on the acidity, and Fe and Zn concentrations should also be assessed. The vertical distribution of the different processes (reactions) happening in the tailings should also be investigated at different depths. The evaluation and quantification of galvanic oxidation in low-sulphide content tailings and of the stability of the iron oxides would also be useful to predict their effect on pore-water quality. Performing reactive transport modelling can help understand the extent of the different processes occurring at the Manitou TSF 2 and to simulate the evolution of the water quality in the future. Further research is needed to develop methods to better control Fe and Zn concentrations at the Manitou TSF 2 and other similar site. The reclamation and remediation strategies for such oxidized tailings should consider not only the dissolved metals in the tailings' porewater and the impact of continued oxidation processes, but also the potential for the re-solubilisation of precipitated metal species.

5.7 Acknowledgements

The authors thank the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT-Polytechnique, www.RIME-IRME.ca/EN) for providing funding for this project. Acknowledgements also go to the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Site Reclamation, to NSERC for the Alexander Graham Bell Canada Doctoral Scholarship, and to the FRQNT for the Doctoral B2 Scholarship granted to first author. Additional support was also provided by the employees at URSTM-IRME who assisted with the field work and by the Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec and Agnico-Eagle Mines who allowed access to the Manitou site.

5.8 References

Aachib, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., 2004. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air, Soil Pollut.* 156, 163-193.

Acero, P., Ayora, C., Torrentó, C., Nieto, J.M., 2006. The behavior of trace elements during schwertmannite precipitation and subsequent transformation into goethite and jarosite. *Geochim. Cosmochim. Acta* 70, 4130-4139.

Alpers, C.N., Blowes, D.W., Nordstrom, D.K., Jambor, J.L., 1994. Secondary minerals and acid mine-water chemistry, in: Blowes, D.W., Jambor, J.L. (Eds.), *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-wastes*. Mineralogical Association of Canada, pp. 246-270.

Alpers, C.N., Nordstrom, D.K., Ball, J.W., 1989. Solubility of jarosite solid solutions precipitated from acid mine waters, Iron Mountain, California, USA. *Sciences Geologiques - Bulletin* 42, 281-298.

APHA, 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewaters*.

Aubertin, M., Bussière, B., Joanes, A.-M., Monzon, M., Gagnon, D., Barbera, L.-M., Bédard, C., Chapuis, R.P., Bernier, L., 1997. *Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II: essais en place, Rapport NEDEM 2.22.2c*.

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., Bernier, L., 1999. *Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase II – Essais en place (A study of dry covers constructed from mine tailings, Phase II: In situ test)*. Mine Environment Neutral Drainage Report (NEDEM/MEND) 2.22.2c, CANMET Secretariat, Ottawa, Ont, p. 395.

Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.-F., Tremblay, L., 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport NEDEM/MEND Report 2.22.2a.

Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., Dagenais, A.M., 2006. Investigations of layered cover systems acting as oxygen barriers to limit acid mine drainage, in: H.R., T. (Ed.), Proc. 5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities for Environmental Geotechnics. Thomas Telford, Cardiff UK, pp. 827-835.

Awoh, A.S., Mbonimpa, M., Bussière, B., 2013. Field Study of the Chemical and Physical Stability of Highly Sulphide-Rich Tailings Stored Under a Shallow Water Cover. *Mine Water Environ.* 32, 42-55.

Baker, B.J., Banfield, J.F., 2003. Microbial communities in acid mine drainage. *FEMS Microbiol. Ecol.* 44, 139-152.

Ball, J.W., Nordstrom, D.K., 1991. User's Manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic database and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters. U.S. Geol. Surv., Open-File Report 91-183.

Benvenuti, M., Mascara, I., Corsini, F., Lattanzi, P., Parrini, P., Tanelli, G., 1997. Mine waste dumps and heavy metal pollution in abandoned mining district of Boccheggiano (Southern Tuscany, Italy). *Environ. Geol.* 30, 238-243.

Berryman, D., Jalbert, L., 2004. La Rivière Bourlamaque : mortalité de poissons du 8 août 2003 et qualité de l'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Abitibi Témiscamingue, Ministère de l'Environnement, Québec.

Bigham, J.M., Nordstrom, D.K., 2000. Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters, *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, pp. 351-403.

Bigham, J.M., Schwertmann, U., Traina, S.J., Winland, R.L., Wolf, M., 1996. Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters. *Geochim. Cosmochim. Acta* 60, 2111-2121.

Blowes, D., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., 2003. The Geochemistry of Acid Mine Drainage, in: Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), *Treatise on geochemistry*, pp. 149-204.

Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D., Johnson, D.B., 2013. The Geochemistry of Acid Mine Drainage, in: Lollar, B.S., Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry: Second Edition*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 131-190.

Bridge, T.A.M., B. Johnson, D., 2000. Reductive dissolution of ferric iron minerals by acidiphilium sjh. *Geomicrobiol. J.* 17, 193-206.

Broda, S., Aubertin, M., Blessent, D., Maqsood, A., Bussière, B., 2014. Simulating the variation of the phreatic surface level to assess reclamation techniques for an acidic tailings impoundment - A field-scale study, *67th Canadian Geotechnical Conference*, Regina, Canada, p. 7.

Bussière, B., 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effet de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques, *Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal*, 393 p.

Bussière, B., 2007. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal* 44, 1019-1052.

Bussière, B., 2009. Acid mine drainage from abandoned mine sites : problematic and reclamation approaches, *International Symposium on Geoenvironmental Engineering, ISGE2009, Advances in Environmental Geotechnics, Hangzhou, China*, pp. 111-125.

Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2003. The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal* 40, 512-535.

Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G.J., Potvin, R., Benzaazoua, M., 2005. Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées, *Symposium 2005 sur l'environnement et les mines. Cédérom, Rouyn-Noranda*.

Bussière, B., Aubertin, M., Zhan, G., 2007. Design of inclined covers with capillary barrier effect by S.-E. Parent and A. Cabral. *Geotechnical and Geological Engineering* 25, 673-678.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2004. A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environ. Geol.* 45, 609-622.

Bussière, B., Maqsood, A., Demers, I., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2012. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Addendum au rapport final PU-2008-03-371, URSTM, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), p. 19.

Bussière, B., Maqsood, A., Demers, I., Doumbouya, I., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2009. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du

comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport d'avancement No 2 PU-2008-03-371, URSTM, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), p. 38.

Bussière, B., Maqsood, A., Demers, I., Éthier, M.-P., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2008. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport intermédiaire PU-2008-03-371, URSTM, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), p. 15.

Bussière, B., Maqsood, A., Demers, I., Rousselle, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2011. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport final PU-2008-03-371. URSTM, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), p. 81.

Byerley, J.J., Scharer, J.M., 1992. Natural release of copper and zinc into the aquatic environment. *Hydrometallurgy* 30, 107-126.

Catalan, L.J.J., Buset, K.C., Yin, G., 2002. Reactivity of oxidized sulfidic mine tailings during lime treatment. *Environ. Sci. Technol.* 36, 2766-2771.

Catalan, L.J.J., Kumari, A., 2005. Efficacy of lime mud residues from kraft mills to amend oxidized mine tailings before permanent flooding. *Journal of Environmental Engineering and Science* 4, 241-256.

Catalan, L.J.J., Yanful, E.K., St-Arnaud, L., 2000. Field assessment of metal and sulfate fluxes during flooding of pre-oxidized mine tailings. *Advances in Environmental Research* 4, 295-306.

Catalan, L.J.J., Yin, G., 2003. Comparison of calcite to quicklime for amending partially oxidized sulfidic mine tailings before flooding. *Environ. Sci. Technol.* 37, 1408-1413.

Chen, L.X., Li, J.T., Chen, Y.T., Huang, L.N., Hua, Z.S., Hu, M., Shu, W.S., 2013. Shifts in microbial community composition and function in the acidification of a lead/zinc mine tailings. *Environ. Microbiol.* 15, 2431-2444.

Chopard, A., Plante, B., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Marion, P., 2017. Geochemical investigation of the galvanic effects during oxidation of pyrite and base-metals sulfides. *Chemosphere* 166, 281-291.

Collin, M., 1987. Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings, Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Suède.

Colmer, A.R., Hinkle, M.E., 1947. The role of microorganisms in acid mine drainage: A preliminary report. *Science* 106, 253-256.

Colmer, A.R., Temple, K.L., Hinkle, M.E., 1950. An iron-oxidizing bacterium from the acid drainage of some bituminous coal mines. *J. Bacteriol.* 59, 317-328.

Coupland, K., Johnson, D.B., 2008. Evidence that the potential for dissimilatory ferric iron reduction is widespread among acidophilic heterotrophic bacteria. *FEMS Microbiol. Lett.* 279, 30-35.

Cruz, R., Bertrand, V., Monroy, M., Gonzalez, I., 2001. Effect of sulfide impurities on the reactivity of pyrite and pyritic concentrates : a multi-tool approach. *Appl. Geochem.* 16, 803-819.

Cummings, D.E., March, A.W., Bostick, B., Spring, S., Caccavo, F., Fendorf, S., Rosenzweig, R.F., 2000. Evidence for Microbial Fe(III) Reduction in Anoxic, Mining-Impacted Lake Sediments (Lake Coeur d'Alene, Idaho). *Applied and Environmental Microbiology* 66, 154-162.

Dagenais, A.-M., 2005. Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. PhD thesis, Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, p. 394.

Dagenais, A.M., Aubertin, M., Bussière, B., 2006. Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table, in: Barnhisel, R.I. (Ed.), 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD). The American Society of Mining and Reclamation, St. Louis, Missouri, pp. 405-420.

Demers, I., 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. PhD thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, p. 194.

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Blier, A., 2008. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Miner. Eng.* 21, 317-329.

Demers, I., Bussière, B., Rousselle, M., Aubertin, M., Pabst, T., Lacroix, R., 2013a. Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou site using Goldex tailings, 23rd World Mining Congress, Montreal, Canada.

Demers, I., Molson, J., Bussière, B., Laflamme, D., 2013b. Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Appl. Geochem.* 33, 346-356.

Dobchuk, B., Nichol, C., Wilson, G.W., Aubertin, M., 2013. Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal* 50, 777-792.

Dold, B., 2010. Basic concepts in environmental geochemistry of sulphide minewaste management, in: Kumar, S. (Ed.), *Waste Manage.* (Oxford). INTECH Open Access Publications, pp. 173–198.

Dold, B., Fontboté, L., 2001. Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing. *Journal of Geochemical Exploration* 74, 3-55.

Drouin, M., 2017. Gestion du résidu Goldex et restauration du parc Manitou, 85e Congrès de l'ACFAS, Montréal, Canada.

Dubrovsky, N.M., Cherry, J.A., Reardon, E.J., Vivyurka, A.J., 1985. Geochemical evolution of inactive pyritic tailings in the Elliot Lake uranium district. *Canadian Geotechnical Journal* 22, 110-128.

Dutrizac, J.E., Chen, T.T., 1984. A mineralogical study of the jarosite phase formed during the autoclave leaching. *Can. Metall. Q.* 23, 147-157.

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Broda, S., 2015. Modélisation hydrogéologique d'un parc à résidus ayant une couverture monocouche et un niveau phréatique surélevé (Présentation par affiche), Symposium sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda.

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Demers, I., Maqsoud, A., Dionne, J., Roy, M., 2014. Results from a field investigation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina (Saskatchewan), Canada.

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., Lacroix, R., 2013. In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results, 66th Canadian

Geotechnical Conference & 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Montréal, Canada.

Evangelou, V.P., Zhang, Y.L., 1995. A review: Pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 25, 141-199.

Garand, P., Ricard, J.F., 1999. Field performance of a multi-layer cover; Les Terrains Aurifères, MEND Report 2.22.4 b. Prepared by Golder associés, p. 22.

Genty, T., 2011. Comportement hydro-bio-géo-chimique de systèmes passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer. PhD thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, p. 192.

Genty, T., Bussière, B., Paradis, M., Neculita, C.M., 2016. Passive biochemical treatment of ferriferous mine drainage: Lorraine mine site, Northern Quebec, Canada, IMWA, Leipzig, Germany, p. 6.

Gleisner, M., Herbert Jr, R.B., Frogner Kockum, P.C., 2006. Pyrite oxidation by *Acidithiobacillus ferrooxidans* at various concentrations of dissolved oxygen. *Chem. Geol.* 225, 16-29.

González-Toril, E., Llobet-Brossa, E., Casamayor, E.O., Amann, R., Amils, R., 2003. Microbial ecology of an extreme acidic environment, the Tinto River. *Applied and Environmental Microbiology* 69, 4853-4865.

Gosselin, M., Mbonimpa, M., Pabst, T., Aubertin, M., 2012. Evaluating the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings using laboratory and field tests, 9th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Ottawa, ON, Canada.

Gramp, J.P., Wang, H., Bigam, J.M., Jones, F.S., Tuovinen, O.H., 2009. Biogenic Synthesis and Reduction of Fe(III)-hydroxysulfates. *Geomicrobiol. J.* 26, 275-280.

Guay, R., Cantin, P., Karam, A., Vézina, S., Paquet, A., 1999. Effect of flooding of oxidized mine tailings on *T. ferrooxidans* and *T. thiooxidans* survival and acid mine drainage production: a 4 year restoration-environmental follow-up, *Process Metallurgy*, pp. 635-643.

Gunsinger, M.R., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., Jambor, J.L., Moncur, M.C., 2006. Mechanisms controlling acid neutralization and metal mobility within a Ni-rich tailings impoundment. *Appl. Geochem.* 21, 1301-1321.

Hakkou, R., Benzaazoua, M., Bussière, B., 2008. Acid Mine Drainage at the Abandoned Kettara Mine (Morocco): 2. Mine Waste Geochemical Behavior. *Mine Water Environ.* 27, 160-170.

Hamdi, J., 2011. Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisations numériques pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA. Master thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada.

Hansel, C.M., Benner, S.G., Neiss, J., Dohnalkova, A., Kukkadapu, R.K., Fendorf, S., 2003. Secondary mineralization pathways induced by dissimilatory iron reduction of ferrihydrite under advective flow. *Geochim. Cosmochim. Acta* 67, 2977-2992.

Huang, L.N., Zhou, W.H., Hallberg, K.B., Wan, C.Y., Li, J., Shu, W.S., 2011. Spatial and temporal analysis of the microbial community in the tailings of a Pb-Zn mine generating acidic drainage. *Applied and Environmental Microbiology* 77, 5540-5544.

Hudson-Edwards, K.A., Wright, K., 2011. Computer simulations of the interactions of the (012) and (001) surfaces of jarosite with Al, Cd, Cu²⁺ and Zn. *Geochim. Cosmochim. Acta* 75, 52-62.

Huminicki, D.M.C., Rimstidt, J.D., 2009. Iron oxyhydroxide coating of pyrite for acid mine drainage control. *Appl. Geochem.* 24, 1626-1634.

Jambor, J.L., 1994. Mineralogy of sulphide-rich tailings and their oxidation products, in: Jambor, J.L., Blowes, D.W. (Eds.), *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulphide Mine-Wastes*. Geological Society of Canada, Nepean, Ontario, pp. 59-102.

Jambor, J.L., Blowes, D.W., 1998. Theory and applications of mineralogy in environmental studies of sulfide-bearing mine wastes, in: Cabri, L.J., Vaughan, D.J. (Eds.), *Modern Approaches to Ore and Environmental Mineralogy*. Mineralogical Association of Canada, Short course Series, pp. 367-401.

Jambor, J.L., Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., 2000. Metal-sulfate salts from sulfide mineral oxidation, *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, pp. 302-350.

Jerz, J.K., Rimstidt, J.D., 2003. Efflorescent iron sulfate minerals: Paragenesis, relative stability, and environmental impact. *Am. Mineral.* 88, 1919-1932.

Johnson, R.H., Blowes, D.W., Robertson, W.D., Jambor, J.L., 2000. The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario. *J. Contam. Hydrol.* 41, 49-80.

Jones, E.J.P., Nadeau, T.L., Voytek, M.A., Landa, E.R., 2006. Role of microbial iron reduction in the dissolution of iron hydroxysulfate minerals. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 111.

Julien, M., Roy, M., Lacroix, R., 2017. Update as of 2017 on the Reclamation Works at the Manitou Site with the Goldex Mine Tailings, 24th Annual BC MEND ML/ARD Workshop, Vancouver, Canada.

Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A., Pacellil, R.R., 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering* 33, 300-312.

Kock, D., Schippers, A., 2008. Quantitative microbial community analysis of three different sulfidic mine tailing dumps generating acid mine drainage. *Applied and Environmental Microbiology* 74, 5211-5219.

Kuang, J.L., Huang, L.N., Chen, L.X., Hua, Z.S., Li, S.J., Hu, M., Li, J.T., Shu, W.S., 2013. Contemporary environmental variation determines microbial diversity patterns in acid mine drainage. *ISME J.* 7, 1038-1050.

Kwong, Y.T.J., Swerhone, G.W., Lawrence, J.R., 2003. Galvanic sulphide oxidation as a metal-leaching mechanism and its environmental implications. *Geochem.: Explor. Environ., Anal.* 3, 337-343.

Larsen, O., Postma, D., 2001. Kinetics of reductive bulk dissolution of lepidocrocite, ferrihydrite, and goethite. *Geochim. Cosmochim. Acta* 65, 1367-1379.

Lawrence, R.W., Wang, Y., 1997. Determination of neutralisation potential in the prediction of acid rock drainage, 4th ICARD, Vancouver, BC, pp. 449-464.

Li, M.G., St-Arnaud, L., 1997. Hydrogeochemistry of secondary mineral dissolution : column leaching experiments using oxidised waste rock, Fourth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, B.C., pp. 465-477.

Liao, Y., Zhou, L., Liang, J., Xiong, H., 2009. Biosynthesis of schwertmannite by *Acidithiobacillus ferrooxidans* cell suspensions under different pH condition. *Materials Science and Engineering: C* 29, 211-215.

Lin, Z., 1997. Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden. *Sci. Total Environ.* 198, 13-31.

Lindsay, M.B.J., Moncur, M.C., Bain, J.G., Jambor, J.L., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., 2015. Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Appl. Geochem.*

Liu, Q., Li, H., Zhou, L., 2008. Galvanic interactions between metal sulfide minerals in a flowing system: Implications for mines environmental restoration. *Appl. Geochem.* 23, 2316-2323.

Lottermoser, B.G., 2010. *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*, third ed., Berlin, Heidelberg.

Majzlan, J., Myneni, S.C.B., 2005. Speciation of iron and sulfate in acid waters: Aqueous clusters to mineral precipitates. *Environ. Sci. Technol.* 39, 188-194.

Maqsood, A., Neculita, C.M., Bussière, B., Benzaazoua, M., Dionne, J., 2016. Impact of fresh tailing deposition on the evolution of groundwater hydrogeochemistry at the abandoned Manitou mine site, Quebec, Canada. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 9054-9072.

Marescotti, P., Carbone, C., Comodi, P., Frondini, F., Lucchetti, G., 2012. Mineralogical and chemical evolution of ochreous precipitates from the Libiola Fe-Cu-sulfide mine (Eastern Liguria, Italy). *Appl. Geochem.* 27, 577-589.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B., 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal* 40, 916-932.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B., 2011. Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: Interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal*, 878-890.

Mbonimpa, M., Awoh, A.S., Beaud, V., Bussière, B., Leclerc, J., 2008. Spatial water quality distribution in the water cover used to limit acid mine drainage generation at the Don Rouyn site (QC, Canada), 61th Canadian Geotechnical Conference and the 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Edmonton, pp. 855-862.

McGregor, R.G., Blowes, D.W., Jambor, J.L., Robertson, W.D., 1998a. Mobilization and attenuation of heavy metals within a nickel mine tailings impoundment near Sudbury, Ontario, Canada. *Environ. Geol.* 36, 305-319.

McGregor, R.G., Blowes, D.W., Jambor, J.L., Robertson, W.D., 1998b. The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff Tailings Area, Sudbury, Ontario, Canada. *J. Contam. Hydrol.* 33, 247-271.

MDDEP, 2012. Directive 019 sur l'industrie minière. Ministère du Développement durable, de l'environnement et des parcs, Québec, p. 95.

Miller, S.D., Jeffery, J.J., Wong, J.W.C., 1991. Use and misuse of the acidbase account for "AMD" prediction, Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, Canada, pp. 489-506.

Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., Benzaazoua, M., 2008. Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Appl. Geochem.* 23, 1-24.

Moncur, M.C., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., Peterson, R.C., 2016. The occurrence and implications of efflorescent sulfate minerals at the former sherritt-gordon Zn-Cu mine, Sherridon, Manitoba, Canada. *Can. Mineral.* 53, 961-977.

Moncur, M.C., Ptacek, C.J., Hayashi, M., Blowes, D.W., Birks, S.J., 2014. Seasonal cycling and mass-loading of dissolved metals and sulfate discharging from an abandoned mine site in northern Canada. *Appl. Geochem.* 41, 176-188.

Moncur, M.C., Ptacek, C.J., Lindsay, M.B.J., Blowes, D.W., Jambor, J.L., 2015. Long-term mineralogical and geochemical evolution of sulfide mine tailings under a shallow water cover. *Appl. Geochem.*, 178-193.

Moses, C.O., Nordstrom, D.K., Herman, J.S., Mills, A.L., 1987. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochim. Cosmochim. Acta* 51, 1561-1571.

Nastev, M., Aubertin, M., 2000. Hydrogeological modelling for the reclamation work at Lorraine site, Québec, 1st joint International Association of Hydrogeologists-Canadian National Chapter and Canadian Geotechnical Conference Groundwater Specialty Conference, Montreal, pp. 311-318.

Nevin, K.P., Lovley, D.R., 2002. Mechanisms for accessing insoluble Fe(III) oxide during dissimilatory Fe(III) reduction by *Geothrix fermentans*. *Applied and Environmental Microbiology* 68, 2294-2299.

Nicholson, R.V., 1994. Chapter 6, Iron-sulfide oxidation mechanisms, Laboratory studies, in: Blowes, D.W., Jambor, J.L. (Eds.), *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*, pp. 164-183.

Nicholson, R.V., Scharer, J.M., 1994. Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics, ACS Symp. Ser. Alpers, C.N., Blowes, D.W. (Eds.), *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation.*, Washington, DC, pp. 14-30.

Nordstrom, D.K., 1982. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals, in: Hossner, L.R., Kittrick, J.A., Fanning, D.F. (Eds.), *Acid Sulfate Weathering. Special Publication 10. Soil Science Society of American Press, Madison*, pp. 37-58.

Nordstrom, D.K., 2000. Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. *International Geology Review* 42, 499-515.

Nordstrom, D.K., 2009. Acid rock drainage and climate change. *Journal of Geochemical Exploration* 100, 97-104.

Nordstrom, D.K., 2011. Hydrogeochemical processes governing the origin, transport and fate of major and trace elements from mine wastes and mineralized rock to surface waters. *Appl. Geochem.* 26, 1777-1791.

Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., 1999. Geochemistry of acid mine waters. In *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A, Processes, Techniques, & Health Issues. Reviews in Economic Geology* 6A, 133-157.

Nordstrom, D.K., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., 2015. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Appl. Geochem.* 57, 3-16.

Nordstrom, D.K., Southam, G., 1997. Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation. *Reviews in Mineralogy* 35, 381-390.

Orava, D.A., Tremblay, G.A., Tibble, A., Nicholson, R., 1997. Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts, 4th ICARD, Vancouver, Canada, pp. 973-983.

Ouangrawa, M., 2007. Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydrogéochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés. PhD thesis, Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, p. 418.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J.W., Bussière, B., Zagury, G.J., 2010. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, Soil Pollut.* 213, 437-458.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., Zagury, G.J., 2009. Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Appl. Geochem.* 24, 1312-1323.

Pabst, T., 2011. Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. PhD thesis, Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, p. 582.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., Molson, J., 2014. Column Tests to Characterise the Hydrogeochemical Response of Pre-oxidised Acid-Generating Tailings with a Monolayer Cover. *Water, Air and Soil Pollution* 225, 1-21.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., Molson, J., 2017a. Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotechnical and Geological Engineering*, 1-18.

Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., 2017b. Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover. *Appl. Geochem.* 78, 219-233.

Parbhakar-Fox, A., Lottermoser, B.G., 2015. A critical review of acid rock drainage prediction methods and practices. *Miner. Eng.* 82, 107-124.

Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J., 1999. User's guide to PHREEQC (Version 2)-A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Report 99-4259. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations, 310.

Ribeta, I., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., Jambor, J.L., 1995. The potential for metal release by reductive dissolution of weathered mine tailings. *J. Contam. Hydrol.* 17, 239-273.

Salomons, W., 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration* 52, 5-23.

Sand, W., Gehrke, T., Jozsa, P.G., Schippers, A., 2001. (Bio)chemistry of bacterial leaching - direct vs. indirect bioleaching. *Hydrometallurgy* 59, 159-175.

Schippers, A., Sand, W., 1999. Bacterial leaching of metal sulfides proceeds by two indirect mechanisms via thiosulfate or via polysulfides and sulfur. *Applied and Environmental Microbiology* 65, 319-321.

SENES, 1996. Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. *Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 2.17.1.* Canmet, Ottawa, Canada.

Singer, P.C., Stumm, W., 1970. Acidic mine drainage: the rate determining step. *Science* 167, 1121-1123.

Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., Smith, R.M., 1978. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils EPA-600/2-78-054. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Straub, K.L., Benz, M., Schink, B., 2001. Iron metabolism in anoxic environments at near neutral pH. *FEMS Microbiol. Ecol.* 34, 181-186.

Stumm, W., Morgan, J.J., 1996. *Aquatic Chemistry : chemical equilibria and rates in natural waters*, New York.

Subrahmanyam, T.V., Forssberg, K.S.E., 1993. Mineral solution-interface chemistry in minerals engineering. *Miner. Eng.* 6, 439-454.

Swayze, G.A., Desborough, G.A., Smith, K.S., Lowers, H.A., Hammarstrom, J.M., Diehl, S.F., Leinz, R.W., Driscoll, R.L., 2008. Understanding Jarosite - from Mine Waste to Mars. United States Geological Survey Circular 1328, pp. 8-13.

Tassé, N., Germain, D., 1999. Le parc à résidus miniers Manitou et ses épandages - Caractérisation et options de restauration. Rapport INRS-Géoressources.

Toussaint, R., 2016. Influence des caractéristiques physico-chimiques de résidus miniers sulfureux sur leur réactivité à l'oxygène. Master thesis, Département des génies civil, géologique et des mines. Polytechnique Montreal, p. 226.

Wang, H., Bigham, J.M., Tuovinen, O.H., 2006. Formation of schwertmannite and its transformation to jarosite in the presence of acidophilic iron-oxidizing microorganisms. *Mater. Sci. Eng., C* 26, 588-592.

Weisener, C.G., Guthrie, J.W., Smeaton, C.M., Paktunc, D., Fryer, B.J., 2011. The effect of Ca-Fe-As coatings on microbial leaching of metals in arsenic bearing mine waste. *Journal of Geochemical Exploration* 110, 23-30.

Welch, S.A., Kirste, D., Christy, A.G., Beavis, F.R., Beavis, S.G., 2008. Jarosite dissolution II—Reaction kinetics, stoichiometry and acid flux. *Chem. Geol.* 254, 73-86.

Williamson, M.A., Rimstidt, J.D., 1994. The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation. *Geochim. Cosmochim. Acta* 58, 5443-5454.

Yadav, I.C., Devi, N.L., Singh, S., 2015. Reductive dissolution of iron-oxyhydroxides directs groundwater arsenic mobilization in the upstream of Ganges River basin, Nepal. *Journal of Geochemical Exploration* 148, 150-160.

Yanful, E.K., Catalan, L.J.J., 2002. Predicted and field-measured resuspension of flooded mine tailings. *Journal of Environmental Engineering* 128, 341-351.

Yanful, E.K., Simms, P.H., Payant, S.C., 1999. Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: A laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air, Soil Pollut.* 114, 347-375.

CHAPITRE VI

DISCUSSION

Différents paramètres en lien avec la performance de la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche au parc 2 du site minier Manitou; cette technique vise à limiter la génération de drainage minier acide ont été étudiés ici. Les principaux paramètres étudiés pour évaluer cette performance sont le niveau phréatique, les flux d'oxygène atteignant les résidus réactifs et la qualité de l'eau. Les niveaux phréatiques du parc 2 ont été mesurés et simulés selon différents paramètres relatifs aux hétérogénéités des matériaux et pour différentes conditions climatiques. Les niveaux phréatiques et flux d'oxygène ont été mesurés sur le terrain; ils sont généralement conformes aux conditions permettant de contrôler le DMA pour des résidus frais. Les pH et les concentrations de cuivre respectent maintenant généralement les critères environnementaux, mais les concentrations de fer et de zinc sont souvent des centaines ou des milliers de fois supérieures aux concentrations maximales prescrites pour les effluents miniers. Quelques autres aspects effleurés ou omis dans les chapitres précédents et pouvant avoir un impact sur la performance de la technique méritent toutefois d'être discutés davantage. Certains paramètres additionnels ont pu influencer les résultats de l'étude, telles des hétérogénéités des matériaux du recouvrement et des résidus réactifs sur le terrain, ainsi que la présence de fissures de dessiccation sur le site. Au Chapitre 4, les flux d'oxygène atteignant les résidus réactifs ont été calculés en considérant l'oxygène consommé par les sulfures présents dans le matériau du recouvrement (résidu

Goldex). L'effet d'un épuisement de la réactivité des résidus Goldex sur les flux d'oxygène est évalué dans le présent chapitre. Au Chapitre 5, on a fait mention d'incertitudes reliées à la spéciation du fer; celles-ci sont détaillées davantage dans ce Chapitre. Des études antérieures ont montré une différence de performance entre les qualités d'eau des techniques de la NPS et de la CEBC avec les résidus Manitou; les dissimilarités pouvant expliquer ces différentes performance sont discutées dans ce Chapitre. Le Chapitre 3 a discuté des effets d'autres conditions potentielles, c'est-à-dire des périodes de sécheresse et les changements climatiques, où la technique de restauration implantée au parc 2 du site Manitou pourrait devenir inefficace. Des solutions potentielles pour améliorer la performance de la technique dans ces cas sont proposées ici.

6.1 Autres paramètres d'influence

Plusieurs paramètres pouvant influencer la performance du parc 2 du site Manitou ont été abordés précédemment dans cette thèse. Ceux-ci incluent principalement la variation de certaines propriétés physiques des matériaux et des conditions climatiques (chapitre 3), les caractéristiques reliées au comportement hydrogéologique et à la migration de l'oxygène (chapitre 4) et les conditions affectant les processus géochimiques (chapitre 5).

D'autres propriétés des matériaux (résidus Manitou et Goldex) que celles mentionnées au chapitre 3 pourraient avoir des incidences sur la performance de la restauration du site. De plus, des fissures de dessiccation ont été observées sur le site. Les paragraphes suivants décrivent ces propriétés et discutent de l'évaluation de leurs impacts potentiels sur la performance de la restauration du site.

6.1.1 Hétérogénéités des résidus Manitou et Goldex

Plusieurs propriétés des résidus Manitou et Goldex varient selon l'emplacement sur le site. Les caractéristiques des résidus utilisés dans les différentes études menées sur la

restauration du site Manitou en témoignent¹⁸. Par exemple, la distribution granulométrique des deux types de résidus, ainsi que leurs propriétés hydrogéologiques, sont variables sur le site. Ces hétérogénéités sont liées en partie au mode de dépôt hydraulique des résidus où les particules fines tendent à se déplacer sur de plus grandes distances par rapport au point de dépôt que les particules grossières (Vick, 1990). L'étalement des résidus Manitou sur le parc 2 de manière non contrôlé, lié en partie à des bris de digue est aussi en cause. La minéralogie des résidus Manitou est aussi variable d'un endroit à l'autre. Celle-ci peut différer selon la provenance du minerai et sa géologie, mais aussi selon la fraction granulométrique et le degré d'oxydation. Certaines caractéristiques pouvant avoir un impact sur la performance de la restauration du parc 2 sont discutées ici.

Résidus Manitou

Distribution granulométrique, densité en place et influences sur les propriétés hydrogéologiques

La distribution granulométrique et la porosité des résidus Manitou sont variables sur le parc 2¹⁹. Celles-ci ont un impact sur la rétention d'eau et la conductivité hydraulique saturée. Par contre, comme la nappe phréatique est élevée sur le parc 2 et que les résidus Manitou demeurent en tout temps près de la saturation ($S_r \sim 100\%$), la variation de ces propriétés influence peu la performance de la technique de restauration durant la période de suivi. Celles-ci pourraient toutefois avoir des impacts négatifs advenant des périodes de sécheresse ou d'autres circonstances qui causent un niveau phréatique nettement plus bas que l'interface entre les résidus Manitou et Goldex durant une période prolongée.

¹⁸ Voir Chapitres 2 et 3

¹⁹ Voir Section 2.3.4

Autres caractéristiques physico-chimiques

Les résultats du Chapitre 4 ont montré une variation des coefficients du taux de réaction K_r (lié à l'oxydation par l'oxygène) des résidus Manitou selon les stations. L'étude de Toussaint (2016) montre aussi une variabilité de plusieurs ordres de grandeur de la valeur de K_r des résidus Manitou selon qu'ils soient oxydés ou non, fins, moyens et grossiers. Les propriétés physiques et minéralogiques varient aussi entre les échantillons de cette étude.

Plusieurs phénomènes autres que l'oxydation des sulfures par l'oxygène peuvent influencer la réactivité des résidus Manitou, tel que décrit au Chapitre 5. Ceux-ci dépendent fortement de la minéralogie des résidus, en lien avec le contenu des principaux éléments chimiques des échantillons Manitou du parc 2. Les teneurs en soufre sous forme de sulfure et de sulfate des résidus Manitou (Figure 2.15) ont pu être influencées par les réactions produites suite au dépôt des résidus Goldex; les échantillons ont été prélevés en septembre 2013, soit quelques années après les principaux travaux de restauration. Les teneurs en soufre sous forme de sulfates ont pu être influencées par la dissolution de la sphalérite ZnS dans l'évaluation des sulfates; une caractérisation des phases porteuses du zinc (qui varie de 0,021 à 0,21 %) permettrait d'évaluer son impact sur les sulfates. Le contenu en sulfures et en minéraux secondaires (principalement le gypse, la jarosite et de potentiels autres sulfates de fer, mais aussi les oxyhydroxydes de fer²⁰) varie donc beaucoup sur le parc 2, tout comme la réactivité qui est différente selon l'endroit ou la profondeur sur le site.

Les résultats des caractérisations chimiques et minéralogiques présentées ici (voir sous-section 2.3.4.2 et 2.3.4.3) proviennent d'échantillons de résidus Manitou oxydés et non-oxydés mélangés, car ceux-ci n'étaient pas bien retenus dans les tubes

²⁰ Voir Chapitre 5

d'échantillonnage et pouvaient difficilement être séparés. L'échantillon de résidus fins prélevé sur les zones d'épanchement décrit par Bussière et al. (2008) était non-oxydé et avait un contenu en sulfures supérieur aux échantillons de la présente étude. C'est pourquoi ce dernier a été utilisé pour décrire les caractéristiques chimiques et minéralogiques des résidus Manitou aux chapitres 4 et 5.

Résidus Goldex

Des hétérogénéités de la distribution granulométrique et de la densité en place des résidus Goldex ont été observées; leur valeur affecte des propriétés hydrogéologiques, soient la courbe de rétention d'eau et la fonction de perméabilité. La variabilité de la minéralogie des résidus Goldex peut aussi influencer les résultats de l'étude, principalement selon les teneurs en pyrite et en calcite.

Propriétés de base et caractéristiques hydrogéologiques

Les résultats de la caractérisation des résidus Goldex (section 2.3.4) montrent une hétérogénéité de la distribution granulométrique et de la porosité des résidus Goldex, qui varient selon la profondeur et l'emplacement sur le terrain. La variation de ces propriétés peut avoir un impact sur la courbe de rétention d'eau et la conductivité hydraulique saturée, ainsi que sur la fonction de perméabilité des résidus. La vitesse d'écoulement de l'eau dans le sol et la rétention d'eau selon la succion développée seraient donc variables selon la profondeur et l'emplacement sur le site.

La distribution granulométrique et la porosité, ainsi que les propriétés hydrogéologiques qu'elles influencent, peuvent avoir une influence (transitoire) sur la position du niveau phréatique et sur le degré de saturation S_r des résidus. L'analyse de sensibilité menée à partir de simulations hydrogéologiques (Chapitre 3) a montré que des résidus Goldex plus grossiers ont un comportement hydrogéologique différent. De plus, le degré de saturation des résidus a un impact sur le coefficient effectif de

diffusion de l'oxygène, qui influence la concentration d'oxygène dans les résidus et le flux d'oxygène qui se rend aux résidus Manitou.

Teneurs en pyrite et en calcite

Les teneurs en pyrite et en calcite dans les résidus Goldex ont aussi pu influencer la performance des ouvrages de restauration du parc 2. Celles-ci ont été évaluées avec les mesures de teneurs en soufre et en carbone des échantillons (Figure 2.14). Le seul minéral contenant du soufre observé au microscope électronique à balayage (MEB-EDS) dans les résidus Goldex est la pyrite FeS_2 . Les teneurs en pyrite est estimé ici à 0,18 à 0,83% si tout le soufre est contenu sous forme de pyrite et que la pyrite contient 53,5 % de soufre. La teneur en pyrite des résidus Goldex varierait donc selon les endroits sur le site, ce qui influence un peu le coefficient du taux de réaction K_r et donc la consommation d'oxygène locale. Les teneurs en soufre varieraient aussi selon la profondeur, mais n'a pas été évalué dans cette étude. Les résultats de la Figure 3.9 pourraient être légèrement différents en tenant compte de cette variabilité selon la profondeur.

Le principal minéral neutralisant présent dans les résidus Goldex est la calcite CaCO_3 . Cette calcite peut contribuer au maintien de la quasi-neutralité du pH sous le recouvrement sur le parc 2. La teneur en calcite a été évaluée à partir du contenu en carbone. Aucune autre source de carbone n'a été identifiée dans les résidus Goldex; ce contenu en carbone est de 12% dans la calcite. Le contenu en calcite varie de 4,9 à 10,6% selon les échantillons, avec une moyenne de 8,0%. Les teneurs en calcite au bas du recouvrement n'ont pas été évaluées.

6.1.2 Fissures de dessiccation dans le recouvrement

La dessiccation est le processus de perte d'eau des pores d'un sol exposé à un environnement en assèchement (Péron, Hueckel et Laloui, 2007). Cette perte d'eau provient essentiellement de l'évaporation. Les conditions climatiques peuvent affecter

les déformations verticales et horizontales dans les aires de dépôt de résidus miniers avec l'apparition de dommages sous la forme d'affaissements ou de fissures de dessiccation qui ont été remarqués par exemple sur le site Manitou (Saleh Mbemba, 2010). La dessiccation des sols (et des résidus) altère leurs propriétés. Elle peut réduire la plasticité et affecter la courbe de rétention d'eau et la conductivité hydraulique (Osinubi et Nwaiwu, 2008). Les fissures peuvent réduire le potentiel de rétention d'eau, le taux de consolidation et la compressibilité, affecter la stabilité des pentes et être des voies d'écoulement préférentiel pour l'oxygène, l'eau et les contaminants (Morris, Graham et Williams, 1992 ; Yesiller *et al.*, 2000).

Il est pertinent de se questionner sur l'impact que peuvent avoir les fissures de dessiccation qui se développe dans le recouvrement du parc 2 à favoriser l'évaporation de l'eau et le passage de l'oxygène vers les résidus Manitou. Nous nous limitons ici à l'évaluation de l'impact des fissures de dessiccation sur la performance du système NPS – couverture mise en place au parc 2 du site Manitou face à la génération de drainage minier acide. La taille des fissures a d'abord été mesurée afin de les caractériser. Celles-ci pourraient être intégrées dans des modélisations numériques afin d'évaluer leur impact. Les codes HydroGeoSphere, Min3P et POLYMIN/DFN permettent d'ailleurs d'intégrer un milieu fracturé au modèle (Ben Abdelghani *et al.*, 2015 ; Mayer, 2000 ; Molson, Aubertin et Bussière, 2012 ; Therrien et Sudicky, 1996 ; Therrien *et al.*, 2010, Tremblay, 2006).

La présence de fissures de dessiccation a été constatée à certains endroits à la surface du recouvrement du parc 2 (Figure 6.1). Il a été observé que ces fissures peuvent agrandir en période de sécheresse et se refermer lors de période plus humide. Le 26 juin 2013, des fissures ont été observées aux stations 1, 2, 9, 10 et 13, tandis qu'il n'y avait pas de fissure observable près de la station 8. Le 21 août 2013, des fissures ont aussi été observées et des creusages ont permis de mesurer des fissures atteignant des

profondeurs de 24, 28, 27, 50, 34 et 15 cm respectivement aux stations 1, 2, 9, 10 et 13.



Figure 6.1 Fissures de dessiccation observées en août (gauche) ou septembre (droite) 2013 sur la couverture du parc 2 du site Manitou

Des fissures ont aussi été observées à proximité des stations 1, 2, 8, 9, 10 et 13 entre le 17 et le 19 septembre 2013. Une grille de 3 x 5 lignes espacées de 50 cm a été dessinée à la surface du sol et un total de 15 mesures ont été prises. Les résultats à la Figure 6.2 montrent des mesures variant de 6 à 73 cm, avec des moyennes pour chaque station variant entre 15,6 cm à la station 1 et 45,4 cm à la station 9.

La largeur des fissures a été mesurée près de la station 8 et entre les stations 9 et 10 le 12 août 2015. Les largeurs de 8 fissures ont été mesurées sur une ligne dans l'axe nord-sud, et 8 autres dans l'axe est-ouest, pour un total de 16 mesures par emplacement. La largeur des fissures mesurées varie entre 0,5 et 5 cm (Figure 6.3). La moyenne est de 3,1 cm entre les stations 9 et 10 et de 1,6 cm à la station 8.

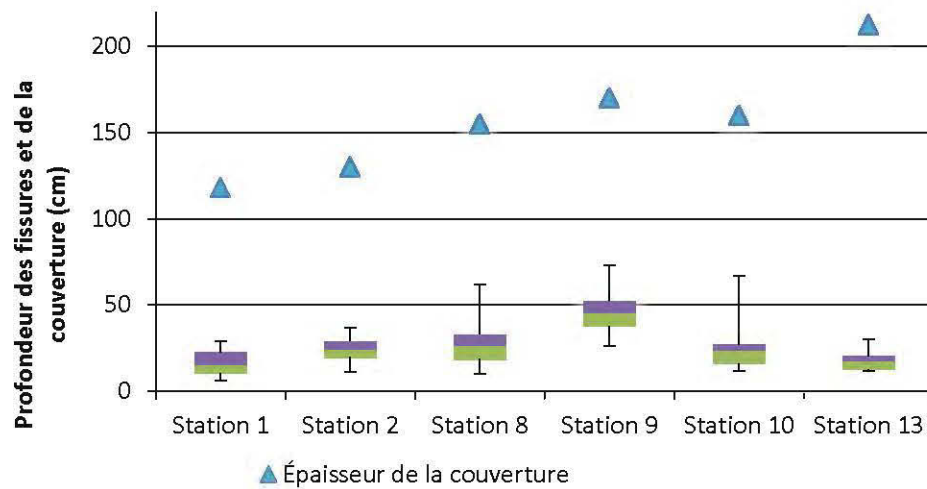


Figure 6.2 Profondeurs de fissures mesurées aux stations 1, 2, 8, 9, 10 et 13 entre le 17 et le 19 septembre 2013 (diagramme en boîte) et profondeur du recouvrement (triangle)

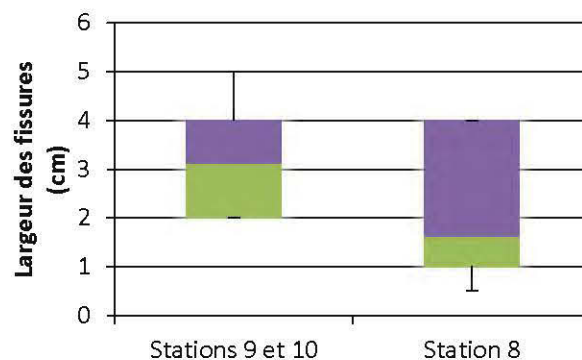


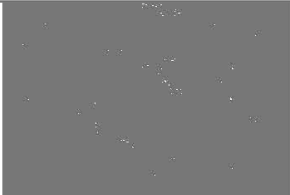
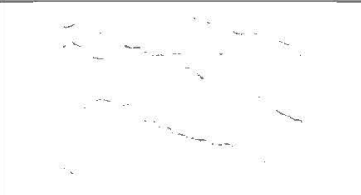

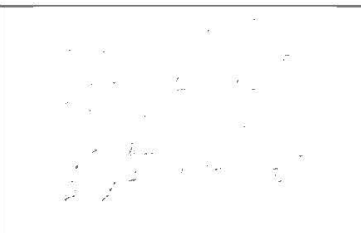

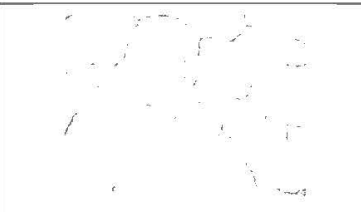
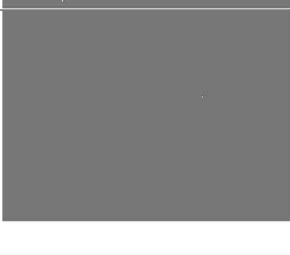
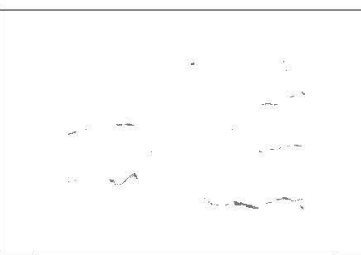
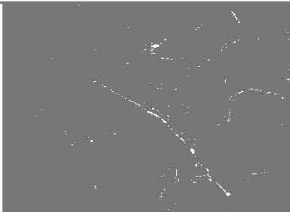
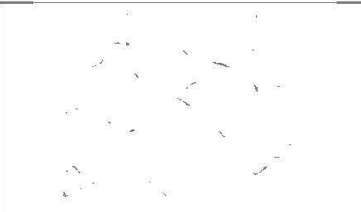

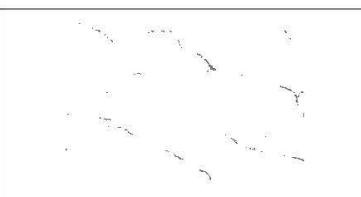
Figure 6.3 Largeur des fissures en date du 12 août 2015

L'impact de la longueur et de la largeur des fissures peut être exprimé par le facteur d'intensité des fissures qui se définit comme le rapport de la surface des fissures sur la surface totale du sol (Al Wahab et El-Kedrah, 1995 ; Deschamps *et al.* 2008, 2011 ; Miller, Mi et Yesiller, 1998 ; Saleh Mbemba, 2010 ; Yesiller *et al.*, 2000). La quantification des dimensions des fissures (surface et longueur) peut être faite par la

technique d'imagerie digitale (Puppala, Katha et Hoyos, 2004), et calculée à partir de l'analyse d'image en utilisant un programme comme MATLAB (Min et Nhat, 2007). Des photos aux stations 1, 2, 8, 9, 10, 13 ont été prises le 21 août 2013. Leur définition est de 4000 par 3000 pixels sur 4 mètres par 3 mètres et elles ont été prises le plus possible à la verticale. Ces images ont été traitées avec Matlab pour fixer les pixels en noir ou en blanc selon une valeur seuil définie entre 0 et 1 (les pixels étant tous noirs lorsque fixée à 1 et tous blancs à 0). Comme les propriétés des images diffèrent, cette valeur est fixée entre 0,3 et 0,43 parmi les différentes images pour que seules les fissures soient affichées en noir. Le nombre de pixels noirs sur le nombre de pixels total quantifie le facteur d'intensité des fissures, ici entre 0,58 et 0,87% (voir Tableau 6.1). Ce facteur d'intensité des fissures est très sensible à la valeur seuil choisie (par exemple, si on varie la valeur seuil de $\pm 0,01$ à la station 8, le pourcentage de surface fissurée varie de $\pm 0,1\%$). Les résultats et leur sensibilité nous permettent toutefois de conclure que les facteurs d'intensité des fissures sont inférieurs à 1%.

L'analyse des caractéristiques des fissures montre qu'elles atteignent au maximum la moitié de la profondeur du recouvrement et n'atteignent pas les derniers 50 cm du bas du recouvrement. Or, il a été déterminé au chapitre 4 que c'est cette partie du recouvrement qui assure la partie la plus efficace de la barrière à l'oxygène. La largeur et le facteur d'intensité des fissures importent donc peu dans ce cas. Les fissures de dessiccation n'atteignent pas une profondeur suffisante pour avoir un impact considéré significatif sur la performance de la restauration du parc 2 de Manitou.

Tableau 6.1 Photos originales et traitées prises aux stations 1, 2, 8, 9, 10 et 13 et pourcentage de fissuration des surfaces

Station	Image originale	Image analysée digitalisée	Valeur seuil (-)	Facteur d'intensité (%)
1			0,3	0,85 %
2			0,4	0,78 %
8			0,4	0,77 %
9			0,4	0,58 %
10			0,38	0,62 %
13			0,43	0,87 %

6.2 Flux d'oxygène atteignant les résidus Manitou sans la réactivité des résidus Goldex

Au chapitre 4, les flux annuels d'oxygène atteignant les résidus Manitou durant la période de suivi août 2012 - août 2015 ont été calculés pour chaque station avec l'approche analytique développée par Mbonimpa *et al.* (2003). Cette approche considère que les sulfures contenus dans les résidus Goldex consomment une partie de l'oxygène qui diffuse vers les résidus Manitou, comme il a été constaté lors des travaux terrain (chapitre 3). L'oxydation des sulfures des résidus Goldex mènera à leur épuisement dans le temps. Les flux d'oxygène atteignant les résidus Manitou dans le cas où les sulfures des résidus Goldex sont épuisés sont calculés ici.

Rappelons que les flux d'oxygène ont été calculés à partir des valeurs de D_e déduites des teneurs en eau moyennes mensuelles des 50 cm inférieurs à chaque station; le bas de la couche représente la partie la plus efficace de la barrière à l'oxygène en raison des degrés de saturation plus élevés et des coefficients de diffusion de l'oxygène plus faibles. On rappelle que les hypothèses principales incluent des flux d'oxygène nuls de décembre à avril en raison du gel, et des concentrations d'oxygène stationnaires pour chaque mois dans le recouvrement (régime permanent)²¹. Dans ce cas-ci, le coefficient de réactivité K_r pour l'oxydation des résidus Goldex est nul.

Un isocontour des résultats des flux moyens annuels d'oxygène atteignant les résidus Manitou durant la période considérée est présenté à la Figure 6.4. Les flux d'oxygène atteignant la surface des résidus Manitou varient entre 0,25 et 4,75 $g/m^2/an$. Ils sont 5% (station 2) à 49% (stations 9 et 12) plus élevés qu'avec un recouvrement (légèrement) réactif. Les plus fortes hausses du flux d'oxygène surviennent aux endroits où les flux déterminés sur le terrain (section 4.5) étaient les plus faibles, tandis que les plus faibles hausses sont aux endroits où avaient été calculés les plus

²¹ Voir le Chapitre 4 pour la méthodologie et les hypothèses complètes et le Chapitre 2 pour les équations de diffusion dans des milieux réactifs et non réactifs

hauts flux d'oxygène. Dans ce cas, une baisse de la réactivité du recouvrement ne changerait donc pas appréciablement la valeur des flux d'oxygène et l'impact sur la performance du recouvrement.

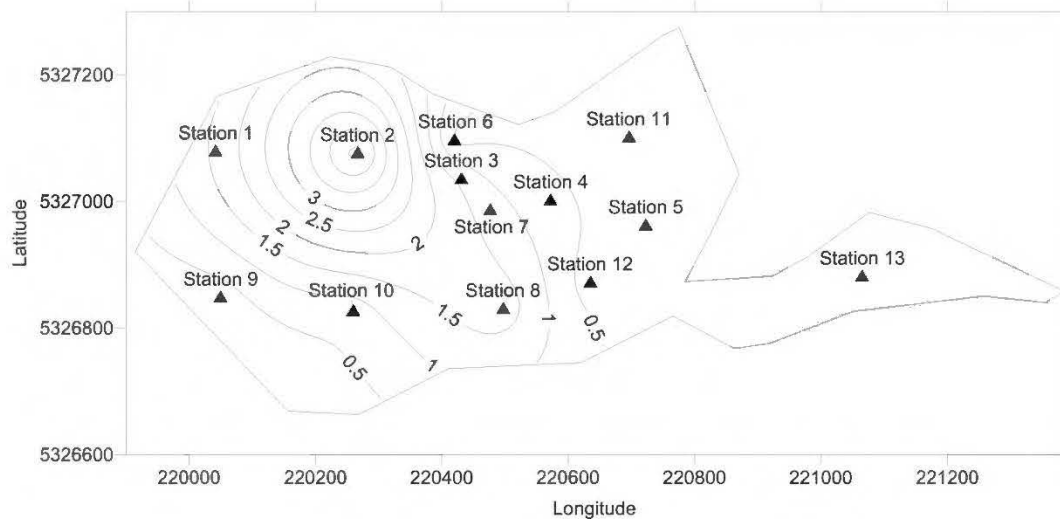


Figure 6.4 Isocontour des valeurs calculées des flux d'oxygène moyens annuels ($\text{g/m}^2/\text{an}$) atteignant les résidus Manitou durant la campagne terrain avec $K_r = 0$ pour les diverses stations de mesures au parc 2

6.3 Incertitudes relatives à la spéciation et à la concentration du fer

Les résultats des échantillons d'eau interstitielle des stations du site Manitou (Figure 5.5) montrent des différences entre les concentrations de fer total et de Fe^{2+} mesurés. Cette différence peut atteindre 299 mg/L à la station 3, 4 mg/L à la station 6 et 913 mg/L à la station 8.

Les incertitudes sur les mesures varient selon la concentration de l'échantillon et sont par exemple de 5 mg/L Fe et de 24 mg/L Fe^{2+} pour des échantillons où les concentrations sont de 100 mg/L Fe ou Fe^{2+} (Figure 6.5) Les incertitudes ne sont pas assez grandes pour justifier que tout le fer pourrait se trouver sous forme de Fe^{2+} .

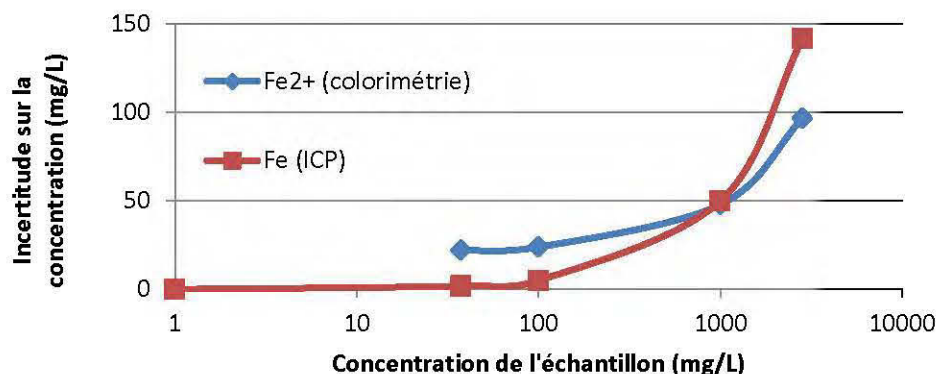


Figure 6.5 Incertitudes sur les mesures de fer total (ICP-AES) et Fe^{2+} (colorimétrie avec la méthode 1,1-phénanthroline) selon leur concentration

On peut donc supposer qu'une autre espèce, soit le Fe^{3+} , est présente dans la solution. Des concentrations de Fe^{3+} très faibles à l'équilibre sont cependant simulées dans les conditions terrain selon les modélisations d'équilibre thermodynamique (méthodologie définie à la section 5.4.2; Tableau 6.2), avec des valeurs de l'ordre de 10^{-11} mg/L à la station 1 au 21 août 2013 et à la station 3 au 13 août 2015. Les concentrations de Fe^{2+} mesurées sont aussi très loin de celles simulées à l'équilibre (de l'ordre de 10^{-6} mg/L). Les modélisations suggèrent donc que les concentrations de Fe^{3+} et de Fe^{2+} sur le terrain seraient très loin de l'équilibre selon la différence entre les concentrations de fer dissous total et de Fe^{2+} .

Tableau 6.2 Résultats des simulation pour les concentrations à l'équilibre du Fe^{2+} et Fe^{3+} dissous et précipité avec une modélisation d'équilibre thermodynamique

Station Date	pH (-)	Fe_{tot} mesuré (mg/L)	Fe^{2+} mesuré (mg/L)	Fe^{2+} simulé à l'équilibre (mg/L)		Fe^{3+} simulé à l'équilibre (mg/L)	
				Dissous	Précipité	Dissous	Précipité
St. 1 21/08/2013	6,13	624	219	$3,6 \times 10^{-6}$	0	$3,0 \times 10^{-11}$	0,63
St. 3 13/08/2015	6,29	362	63	$4,2 \times 10^{-6}$	0	$3,1 \times 10^{-11}$	0,36

Une autre manière de déterminer la stabilité des phases de fer est de les représenter dans un diagramme Eh-pH. Cette représentation pour des échantillons d'eau dans un graphique Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25°C est montrée à la Figure 6.6 (Aachib, 1997 ; Dubrovsky *et al.*, 1985). Elle indique que les échantillons se situent près des domaines de stabilité du Fe²⁺ et de la ferrihydrite (le champ tracé est pour les activités en mol/L où Fe = 10^{-4,05}, K = 10⁻³, SO₄ = 10⁻² et la ligne pointillée pour Fe = 10^{-1,79}, K=10^{-2,5}, SO₄ = 10^{-1,8}, qui correspondent respectivement à 906 mg/L Fe, 177 mg/L K et 885 mg/L SO₄, et 5 mg/L Fe, 56 mg/L K et 559 mg/L SO₄). Les échantillons sont aussi situés en-dehors ou aux limites des domaines de stabilité de la jarosite et du Fe³⁺ dans ce graphique.

Nordstrom (2011) a fait le constat que la sursaturation d'oxydes de fer hydratés (tels la ferrihydrite, goethite and schwertmannite) pouvait être un artéfact dû à la présence de colloïdes formés de tels minéraux (passant les filtres utilisés avant les mesures de fer total). Les oxydes de fer colloïdaux étaient surtout présents dans les échantillons d'eau de surface de Eh de moins de 550 mV. Les valeurs de Eh mesurées dans la présente étude varient de 72 à 257 mV, mais diffèrent par le fait qu'ils proviennent d'échantillons d'eau souterraine.

Les filtres utilisés dans cette étude avaient une ouverture de 0,45 µm. Des études ont montré que le Fe soluble peut avoir un diamètre inférieur à 0,025 µm et les petits colloïdes de Fe solide peuvent avoir des diamètres entre 0,025 et 0,04 µm (Nishioka *et al.*, 2001 ; Wu *et al.*, 2001). Les petits colloïdes de fer représentent de 13 à 50% du Fe total mesuré en filtrant à 0,2 µm (étude non-appliquée aux rejets miniers; Nishioka *et al.*, 2001). La filtration d'échantillons d'eau de systèmes de traitement passif est effectuée avec des filtres de 0,1 µm pour exclure les petits colloïdes de fer (Macias *et al.*, 2012 ; Rotting *et al.*, 2008a).

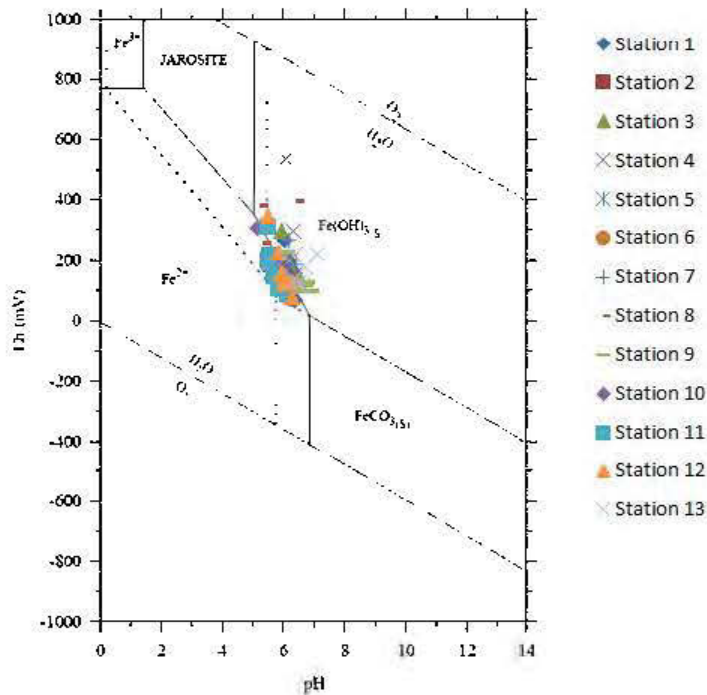


Figure 6.6 Valeurs de Eh et pH pour des échantillons d'eau interstitielle prélevée sur le terrain placées sur le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25°C. La ligne continue définit le champ tracé pour les activités Fe = 10^{-4,05}, K = 10⁻³, SO₄ = 10⁻²; la ligne pointillée pour Fe = 10^{-1,79}, K=10^{-2,5}, SO₄ = 10^{-1,8} (tiré de Aachib, 1997, d'après Dubrovsky *et al.*, 1984)

Il est recommandé pour les prochaines études sur la qualité d'eau prélevée sur des sites ayant fait l'objet de travaux de restauration de filtrer les échantillons avec différentes tailles de maille afin d'évaluer si la présence de fer colloïdal affecte les mesures de concentrations de fer total. Une mesure des concentrations de Fe³⁺ avec par exemple la technique de l'acide 5-sulfosalicylique (voir section 2.2; Paipa *et al.*, 2005) pourrait apporter davantage d'information sur la spéciation et la concentration du fer.

6.4 Comparaison entre les techniques de la nappe surélevée et la CEBC

Des essais en colonnes menés antérieurement afin d'évaluer la méthode de restauration du site Manitou ont montré une atteinte des critères environnementaux de qualité de l'eau de manière beaucoup plus rapide avec une CEBC, comparé au cas d'une nappe phréatique surélevée avec une couverture d'un mètre de résidus Goldex (Bussière *et al.*, 2012 ; Demers *et al.*, 2013a). Ces essais ont été effectués sur des résidus Manitou grossiers (colonnes CO#1, 2 et 7), représentatifs des parcs A et B du site, tandis que les zones d'épandage étaient représentées par des matériaux plus fins (colonne CO#10). Des configurations avec des résidus Manitou couverts d'un mètre de résidus Goldex et un niveau phréatique à l'interface entre les résidus réactifs et le recouvrement ont été utilisées pour les essais en colonnes CO#2 et CO#10. Des essais sur une colonne témoin (non couverte; CO#1) ont aussi été effectués. Dix rinçages d'une durée d'environ 14 jours, suivis d'un temps d'environ 28 jours où des niveaux phréatiques ont été appliqués. Les analyses des lixiviats (Figure 6.7; certains de la colonne CO#10 sont aussi présentés au Tableau 5.2) montrent une augmentation du pH, une diminution du Eh et des concentrations de Fe et Zn rapides, avec des valeurs stables après le cinquième rinçage pour la CEBC. Les valeurs de ces paramètres s'amélioraient plus graduellement dans le cas où la nappe de la NPS était à l'interface et se rapprochait graduellement des résultats obtenus sur la CEBC vers le dixième rinçage, sans toutefois encore avoir atteint un état stable.

Certaines particularités intrinsèques à la NPS et à la CEBC pourraient expliquer le délai entre l'obtention d'une même qualité de l'eau entre les deux techniques. Avec la technique de la NPS, l'eau en contact avec les résidus communique avec l'eau interstitielle du recouvrement qui est en contact avec l'air atmosphérique. L'eau interstitielle des résidus des CEBC ne communique toutefois pas aussi directement avec l'eau de la couche de rétention d'eau en contact avec l'atmosphère parce qu'une couche de matériaux grossier avec un faible degré de saturation sépare les deux.

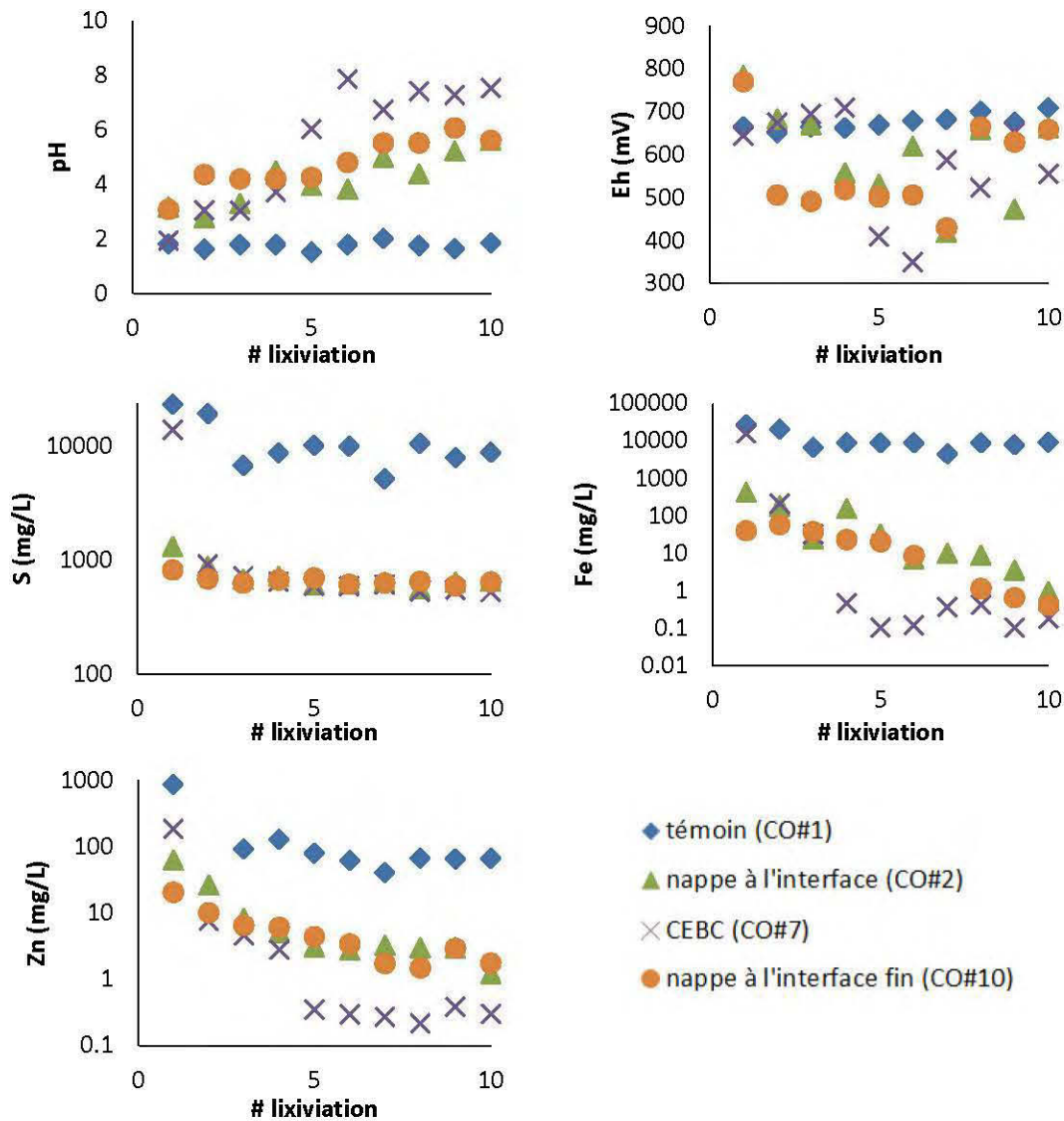


Figure 6.7 Caractéristiques de la qualité de l'eau (pH, Eh et concentrations en S, Fe et Zn dissous) des lixiviats des essais en colonnes de Bussière et al. (2008, 2009, 2011, 2012) et Demers *et al.* (2013)

L'objectif de la NPS est de conserver les résidus près de $S_r = 100\%$, tandis qu'ils peuvent être désaturés sous une CEBC, surtout vers la surface des résidus où se trouvent les résidus oxydés. La dissolution de minéraux secondaires produisant des contaminants, tels les sulfates de fer solubles, peut davantage se produire sous une

NPS en raison du plus grand degré de saturation. Aussi, un système aqueux est nécessaire aux interactions galvaniques entre les grains de sulfures qui peuvent alors davantage se former sous une NPS.

6.5 Méthodes potentielles pour améliorer la performance de la restauration du parc 2 du site Manitou

L'application de méthodes complémentaires pour améliorer la performance des ouvrages de restauration du parc 2 du site Manitou pourrait être nécessaire advenant certains cas, comme par exemple :

- Des flux d'oxygène trop élevés atteignent les résidus Manitou en raison d'une nappe phréatique trop basse à certains endroits;
- Une qualité de l'eau in situ qui ne s'améliore pas à moyen terme et dont les tendances ne permettent pas de prédire l'atteinte des exigences gouvernementales à long terme.

Des solutions peuvent aider à améliorer l'efficacité de la technique de la nappe surélevée combinée au recouvrement monocouche constitué de résidus fin.

Des conditions climatiques récurrentes de sécheresse estivale, dues aux changements climatiques anticipés dans ce secteur du Québec (Ouranos, 2015), pourraient provoquer une baisse du niveau phréatique et une désaturation trop grande du recouvrement, ce qui permettrait à l'oxygène d'entrer en contact avec les résidus Manitou et les oxyder, ou oxyder le fer ferreux en fer ferrique qui agit comme agent oxydant. Les résultats du Chapitre 3 de cette thèse, ainsi que Pabst (2011) et Pabst *et al.* (2017a), ont démontré que le recouvrement monocouche combiné à une nappe surélevée est sensible aux périodes de sécheresse dans un contexte de changements climatiques. Une solution pour obtenir une bonne performance de la NPS avec le recouvrement serait, dans ce cas, de modifier le bilan hydrique afin que moins d'eau

ne sorte du système. L'évaporation est la principale cause de la désaturation du recouvrement monocouche durant la saison sèche (Bussière *et al.*, 2011 ; Pabst, 2011). Une solution envisageable serait de mettre en place une couche de matériaux grossiers sur la surface des résidus Goldex afin de limiter l'évaporation de l'eau (Aubertin *et al.*, 1999b ; Dagenais, 2005). Les matériaux grossiers peuvent être, par exemple, du gravier ou des stériles miniers. Une modification de la configuration des digues peut aussi permettre de limiter le ruissellement et favoriser l'infiltration. Pabst (2011) a démontré numériquement qu'augmenter l'épaisseur de la couverture n'apporterait pas un gain important d'efficacité supplémentaire. Les degrés de saturation sont similaires la plupart du temps pour des recouvrements de 1, 2 et 4 m.

La dissolution de jarosite et d'oxyhydroxydes de fer, un sulfate de fer secondaire, est une cause probable de production de contaminants au parc 2²². Il aurait été utile de caractériser la présence de jarosite selon la profondeur dans les résidus Manitou. Ce sulfate qui contient du fer ferrique est généralement présent en plus grande quantité au-dessus du front d'oxydation où la présence d'oxygène (avant les travaux de restauration) permettait d'oxyder le Fe^{2+} en Fe^{3+} (Moncur *et al.*, 2016). Si sa présence devenait relativement superficielle, les résidus auraient pu être amendés ou recouverts d'un agent neutralisant pour diminuer l'acidité produite et la solubilité des métaux dissous (Catalan, Buset et Yin, 2002 ; Catalan et Kumari, 2005 ; Catalan et Yin, 2003). De la chaux a été utilisée au site abandonné Solbec-Cupra pour neutraliser avec succès les eaux interstitielles contaminées avant les travaux de restauration avec un recouvrement en eau (Amyot et Vézina, 1997). De meilleurs résultats ont été obtenus avec l'utilisation de la calcite comme agent neutralisant dans l'étude de Catalan et Yin (2003).

La neutralisation au parc 2 du site Manitou résulte de l'apport d'une eau de procédé neutre et du un recouvrement ayant un contenu en calcite pouvant neutraliser

²² Voir Chapitre 5

l'acidité. Des essais en colonnes de résidus oxydés recouverts de calcite et envoyés ont montré que dans l'eau interstitielle de la couche de résidus oxydés sous-jacente, le pH est demeuré acide et les concentrations de métaux lourds étaient élevées, même une fois que des centaines de volumes interstitiels d'eau avaient percolé (Catalan et Kumari, 2005). Des contaminants peuvent donc être générés par la dissolution de minéraux secondaires jusqu'à ce que ces minéraux soient épuisés lorsque les conditions de pH et de Eh favorisent leur dissolution.

Des actions supplémentaires sont requises afin de limiter la production et le relâchement (propagation) de contaminants après les travaux de restauration. La construction d'un système de traitement passif en aval pourrait être une solution intéressante pour que la qualité de l'effluent soit conforme aux normes environnementales (Genty, 2012 ; Neculita, 2008 ; Potvin, 2009). Des filières sont souvent requises pour traiter séparément certains contaminants (Genty, 2012). Certaines études rapportées dans la littérature permettent de traiter des concentrations en fer et en zinc de plusieurs centaines de mg/L, tels des systèmes comprenant plusieurs étapes incluant un système de type D.A.S. (disperse alkaline system) (Rakotonimaro *et al.*, 2017 ; Rotting *et al.*, 2008b) et un polissage favorisant la rétention des métaux restants (Dufresnes, 2015).

Un système D.A.S. a notamment utilisé en laboratoire et sur le terrain par Rotting *et al.* (2008a, 2008b) pour traiter le fer et le zinc à haute concentrations (respectivement 250-317 et 311-365 mg/L). Une matrice grossière plutôt inerte (de copeaux de bois) favorisait l'écoulement de l'eau à travers le système, et un matériau réactif fin (e.g. calcite, magnésie) a neutralisé le pH et précipité des métaux. L'efficacité à réduire les concentrations de fer et de zinc a été de 25 % et de 98 %, respectivement. Une étape subséquente de polissage a permis d'abaisser le fer de 48 %. La durée de vie est toutefois limitée, notamment en raison d'une diminution de la conductivité

hydraulique saturée causée par la formation des précipités métalliques. Les matériaux doivent donc être remplacés périodiquement.

CHAPITRE VII

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

7.1 Sommaire

Des résidus miniers sulfureux entreposés dans des parcs à résidus et exposés à l'oxygène et à l'eau peuvent produire du drainage minier acide. Les eaux de drainage minier acide peuvent être extrêmement dommageables pour l'environnement lorsqu'elles sont produites sur une longue période de temps sans mesure d'atténuation. La restauration d'un parc à résidus minier vise à contrôler les phénomènes produisant la contamination de manière à retrouver ou maintenir une qualité d'eau adéquate respectant les normes en vigueur, ainsi qu'à protéger les écosystèmes.

La technique de restauration de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche est encore émergente et l'évaluation de sa performance sur le terrain est nécessaire pour approfondir les connaissances et favoriser son développement. De plus, l'atteinte des normes de qualités d'eau souhaitées après les travaux de restauration d'un site ayant produit du drainage minier acide sur une longue période de temps peut être plus difficile que sur un site où la production de drainage minier acide a été contrôlée. La présence de résidus oxydés, d'eau contaminée et de minéraux secondaires complexifient le comportement géochimique du système et amplifient le nombre de phénomènes liés à la production de contaminants.

Le projet de recherche initié dans le cadre de cette thèse examine en profondeur la performance de la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche pour restaurer un site minier ayant produit du drainage minier acide pendant des décennies. Des simulations numériques basées sur le site à l'étude ont permis d'évaluer l'impact potentiel de l'hétérogénéité des matériaux en place et de différentes conditions climatiques sur le niveau phréatique du site. Le comportement hydrogéologique et la migration de l'oxygène ont été étudiés sur le terrain, ce qui a permis une comparaison avec les résultats d'études antérieures de laboratoire et numériques. La qualité de l'eau interstitielle a aussi été mesurée sur le terrain et un modèle conceptuel des phénomènes se produisant dans les résidus après les travaux de restauration est proposé.

Les conclusions et recommandations spécifiques à chacun des chapitres du corps de la thèse sont présentées dans les sections qui suivent.

7.2 Chapitre 3

Dans ce chapitre, des simulations numériques hydrogéologiques ont été utilisées comme outil pour évaluer la performance éventuelle de la restauration du parc 2 du site Manitou utilisant la NPS avec recouvrement monocouche. Une comparaison des résultats du modèle à ceux obtenus sur le terrain a été réalisée. L'impact de l'hétérogénéité des matériaux en place et de différentes conditions climatiques sur le niveau phréatique a été simulé. Les mesures terrain des niveaux piézométriques ont montré une grande variation saisonnière du niveau phréatique. Ce niveau se situait 95% du temps à un niveau égal ou supérieur à l'interface entre les résidus Goldex et Manitou au cours de la période d'observation (août 2012 à août 2015). Les niveaux d'eau étaient parfois à un niveau inférieur à cette interface dans la partie ouest du parc durant l'été; la profondeur entre le niveau d'eau et cette interface était toutefois généralement inférieure à la valeur d'entrée d'air des résidus Manitou. Les résultats des simulations représentaient généralement bien les mesures de niveau phréatique

obtenues sur le terrain, à l'exception des résultats des stations situées près des conditions frontières de charge constante. Une analyse paramétrique effectuée à partir de la variation de propriétés physiques et hydrogéologiques des matériaux a montré qu'une variation de la plupart des propriétés des matériaux n'aurait pas un impact significatif sur les niveaux phréatiques du site et que le modèle numérique développé demeurerait fidèle aux observations de terrain malgré ces variations. Les niveaux phréatiques de zones sur le site formées de résidus Goldex plus grossiers ou plus lâches pourraient toutefois subir des variations saisonnières plus faibles. Des périodes de sécheresse répétées sur cinq ans ont montré des niveaux phréatiques plus faibles qu'avec le climat normal durant l'été, avec des niveaux phréatiques similaires d'année en année. Cela signifie que le système hydrogéologique a la capacité à récupérer rapidement suite à une période de sécheresse. Les niveaux phréatiques pour le scénario des changements climatiques simplifiés ont été, en été, entre ceux des scénarios avec le climat normal et avec des périodes de sécheresse. Cela montre l'importance des conditions climatiques sur les résultats numériques de scénarios de restaurations pour le parc 2 du site Manitou.

Suite aux résultats de cette partie de la thèse, il est recommandé d'intégrer dans des travaux futurs des prédictions climatiques plus spécifiques pour la région du site à l'étude lorsqu'elles seront disponibles. L'intégration des conditions de surface dans les simulations (ruissellement et évapotranspiration) pourrait être utile et le rapport recharge/précipitations pourrait être modifié. La prise de données météorologiques directement sur le site pourrait être un atout (notamment pour évaluer l'évapotranspiration). L'évaluation de l'impact de la végétation sur le site pourrait être envisagée. Aussi, pour des projets similaires, il serait souhaitable d'avoir des mesures de niveaux phréatiques plus près des endroits où sont situées les conditions frontières.

7.3 Chapitre 4

Un des objectifs de la thèse était d'évaluer le comportement hydrogéologique non saturé et la migration de l'oxygène à travers le recouvrement et ce, directement sur le terrain. Dans le chapitre 4, un suivi terrain effectué sur une période de trois ans a permis d'évaluer la performance du recouvrement à contrôler la migration de l'oxygène au site à l'étude. Les teneurs en eau et les succions mesurées dans le haut du recouvrement variaient saisonnièrement. Des teneurs en eau près de la saturation (S_r près de 100%) dans les cinquante centimètres du bas du recouvrement ont été mesurées, ce qui engendre un faible coefficient de diffusion effectif de l'oxygène dans la partie la plus efficace de la barrière à l'oxygène. Des flux d'oxygène au moins un ordre de grandeur plus faibles que les cibles maximales généralement utilisées (20 à 40 g/m²/an) ont été mesurés. Ainsi, on peut considérer que le système de recouvrement mis en place est efficace, à tout le moins à court terme, pour contrôler la migration d'oxygène. De plus, les résultats montrent que les faibles teneurs en pyrite du recouvrement contribuent, dans une plus faible mesure cependant, à diminuer l'apport d'oxygène aux résidus réactifs (par une consommation d'oxygène locale).

Des recommandations pour des études futures seraient d'utiliser des sondes à succion avec enregistrement automatiquement et avec une meilleure précision pour des mesures près de zéro kPa. L'évaluation des effets des changements climatiques sur les flux d'oxygène qui passent au travers du recouvrement permettrait d'estimer la performance du recouvrement à plus long terme. L'impact de l'hétérogénéité de propriétés du matériau du recouvrement sur sa performance serait aussi à évaluer plus précisément. Le comportement hydrogéologique et les flux d'oxygène avec la présence de végétation serait un autre aspect sur lequel il serait important de se pencher.

7.4 Chapitre 5

L'évolution de la qualité de l'eau interstitielle a été suivie sur trois ans après les travaux de restauration du site et a été présentée dans le chapitre 5. Les pH du site étaient acides et l'eau interstitielle pouvait contenir jusqu'à 10 000 mg/L Fe, 350 mg/L Zn et 235 mg/L Cu avant les travaux de restauration. Après les travaux et durant la période de la présente étude, 83% des mesures de pH étaient supérieures à 6. Les concentrations de fer et de zinc mesurées étaient parfois du même ordre de grandeur que les concentrations observées avant les travaux de restauration, atteignant jusqu'à 4420 mg/L Fe et 1650 mg/L Zn. La plupart des paramètres de qualité de l'eau suivis étaient stables. La dissolution de minéraux secondaires présents dans les résidus Manitou oxydés et l'oxydation de sulfures ont été ciblées comme des processus qui peuvent générer des contaminants dans les conditions retrouvées suite aux travaux de restauration sur le site. Le potentiel de dissolution réductive des précipités secondaires d'oxyhydroxydes de fer dans la couche oxydée des résidus Manitou peut résulter en la libération de Fe^{2+} dissous et de contaminants associés (c.-à-d., du zinc). La jarosite peut aussi se dissoudre et produire du fer ferrique qui peut continuer à oxyder les sulfures. Des interactions galvaniques et l'activité microbienne n'ont pas été étudiées explicitement, mais peuvent aussi avoir un impact sur la qualité de l'eau.

L'objectif visé et atteint dans ce chapitre était d'évaluer la qualité de l'eau sur le terrain et d'identifier les principaux phénomènes géochimiques actifs après les travaux de restauration. Il est recommandé de préciser le travail réalisé dans la thèse en évaluant par exemple si l'écart entre les mesures de fer total Fe et de fer ferreux Fe^{2+} est véritablement significatif. Une meilleure caractérisation de la jarosite sur le site et l'évaluation de son contenu élémentaire, incluant les phases en impureté (possiblement le zinc), permettraient aussi de mieux évaluer son apport à la contamination. Une étude comparative de la minéralogie détaillée (DRX, MEB-EDS) du profil des résidus Manitou avant et après quelques années de réhabilitation permettrait probablement d'identifier les phases susceptibles de

dissolution/transformation et les phases secondaires porteuses de Zn. L'évaluation de l'impact de la dissolution de la jarosite pourrait être réalisée avec des extractions séquentielles sur des résidus oxydés. La distribution verticale des phénomènes sur le site pourrait aussi être analysée avec une caractérisation à différentes profondeurs des minéraux et de l'eau interstitielle sur le site. L'étude des effets galvaniques entre des grains de sulfures présents en faible proportion pourrait également être évaluée. Une modélisation du transport réactif pourrait être réalisée pour estimer la qualité de l'eau dans le futur sur le site selon les phénomènes observés (Pabst et al., 2017b ; Ouangrawa, 2009). Finalement, des recherches visant à promouvoir le contrôle du fer et du zinc dissous à des pH près de la neutralité tel qu'observé sur le site à l'étude sont souhaitées.

7.5 Principales contributions

Le projet a permis d'évaluer la performance de la technique de la nappe surélevée combinée à un recouvrement monocouche constitué de résidus miniers non générateurs de drainage contaminé au parc 2 du site minier abandonné Manitou (générateur de DMA) par diverses méthodes. Cette étude est, à la connaissance de l'auteure, la première qui évalue intensivement la performance in situ de la technique de la nappe surélevée. Un modèle numérique 3D représentant le parc 2 du site Manitou a permis de simuler son comportement hydrogéologique. Des simulations numériques utilisant ce modèle ont permis d'estimer l'impact de la variation de propriété des matériaux du site et de conditions climatiques. Le suivi sur le site à l'étude a apporté une meilleure compréhension du comportement hydrogéologique et de la migration de l'oxygène dans le recouvrement. L'évaluation de la qualité de l'eau a résulté en une meilleure compréhension des processus se produisant dans des résidus oxydés qui influençant la production de contaminants après les travaux de restauration.

Une meilleure compréhension de la technique et des processus s'y produisant a permis de déterminer les facteurs affectant sa performance. La production extensive de DMA durant plusieurs décennies et la présence de résidus oxydés sur le site sont inhérentes à une contamination persistante en fer et en zinc dissous. Davantage d'études devront être effectuées pour déterminer plus précisément les mécanismes qui génèrent encore des contaminants et trouver des méthodes pour améliorer la qualité de l'eau. Ce projet est un exemple concret de ce que peut apporter la recherche appliquée à des cas réels de restauration de sites miniers générateurs de DMA.

ANNEXE A

COMPLÉMENTS DE CARACTÉRISATION

A.1 Caractéristiques physiques

Tableau A.1 Caractéristiques physiques d'échantillons de résidus Goldex de 20 à 50 cm sous la surface du recouvrement

Station	n (-)	SS (m ² /g)	D ₁₀ (µm)	D ₃₀ (µm)	D ₅₀ (µm)	D ₆₀ (µm)	C _u (-)	C _c (-)
1*	0,45	0,321	5,21	16,6	36,8	53,8	10,32	0,98
2*	0,47	0,159	10,82	43,8	80,7	102,5	9,48	1,73
3*	0,45	0,356	4,90	14,8	32,2	43,7	8,92	1,02
4*	0,50	0,135	11,95	57,1	117,6	144,6	12,10	1,89
5*	0,49	0,108	16,84	56,9	101,3	127,3	7,56	1,51
6*	0,48	0,238	7,69	27,3	45,7	55,9	7,26	1,74
7*	0,45	0,279	5,85	22,3	48,6	65,8	11,24	1,29
8*	0,49	0,387	4,73	13,4	26,1	33,6	7,10	1,14
1	0,50	0,419	4,19	14,6	27,16	35,1	8,36	1,45
2	0,49	0,504	3,46	11,4	22,37	29,7	8,58	1,27
3	0,48	0,129	12,70	66,0	121,23	148,7	11,71	2,31
4	0,55	0,195	7,94	40,4	91,83	120,4	15,15	1,71
5	0,40	0,281	5,37	25,0	61,30	89,2	16,60	1,30
6	0,47	0,341	4,76	18,9	40,36	57,0	11,98	1,32
7	0,48	0,038	63,78	108,9	148,38	169,7	2,66	0,46
8	0,43	0,752	2,38	6,8	13,48	18,2	7,65	1,06
9	0,50	0,634	2,60	9,9	21,2	28,4	10,9	1,34
10	0,38	0,121	13,85	71,6	121,5	147,0	10,6	2,52
11	0,48	0,544	2,64	13,3	36,9	56,5	21,4	1,18
12	0,49	0,967	1,63	6,8	15,3	21,5	13,1	1,31
13	0,40	0,931	1,69	7,1	15,9	22,3	13,2	1,34
Moyenne	0,47	0,450	9,29	31,08	58,37	74,80	10,76	1,42
Écart-type	0,04	0,306	13,21	27,15	42,18	49,56	3,93	0,45
Minimum	0,38	0,038	1,63	6,77	13,48	18,21	2,66	0,46
Maximum	0,55	0,967	63,78	108,88	148,38	169,74	21,41	2,52

*Tiré de Maqsooud et al. 2010

Tableau A.2 Caractéristiques physiques d'échantillons de résidus Goldex à 20 cm au-dessus du bas du recouvrement

Station	n (-)	SS calculé (m ² /g)	D ₁₀ (µm)	D ₃₀ (µm)	D ₅₀ (µm)	D ₆₀ (µm)	C _u (-)	C _c (-)
1*	0,40	0,252	6,31	27,02	61,30	81,21	12,88	1,43
2*	0,41	0,251	6,53	25,80	53,69	72,62	11,12	1,40
3*	0,37	0,810	22,00	89,84	153,40	182,03	8,27	2,02
4*	0,39	0,136	12,02	56,25	113,83	141,07	11,74	1,87
5*	0,42	0,173	9,54	42,96	81,83	104,37	10,94	1,85
6*	0,38	0,106	16,15	66,80	122,70	150,87	9,34	1,83
7*	0,47	0,145	11,72	48,08	89,88	115,87	9,89	1,70
8*	0,50	0,425	4,29	10,24	22,21	30,49	7,10	0,80
Moyenne	0,43	0,287	11,07	45,87	87,36	109,82	10,16	1,61
Écart-type	0,06	0,234	5,83	25,41	42,10	48,46	1,89	0,39
Minimum	0,37	0,106	4,29	10,24	22,21	30,49	7,10	0,80
Maximum	0,52	0,810	22,00	89,84	153,40	182,03	12,88	2,02

*Tiré de Maqsooud et al. 2010

Tableau A.3 Caractéristiques granulométriques d'échantillons de résidus de forage Manitou

Provenance	D ₁₀ (µm)	D ₃₀ (µm)	D ₅₀ (µm)	D ₆₀ (µm)	C _u (-)	C _c (-)
Station 13	6,62	29,34	67,20	92,41	13,95	1,41
Station 5	5,72	15,46	30,24	41,30	7,22	1,01
Station 12	5,78	14,32	26,85	36,22	6,27	0,98
Station 8 tubes 1-2	3,85	19,53	58,39	82,67	21,46	1,20
Station 3	4,86	14,09	26,95	36,00	7,41	1,13
Station 2	6,09	20,19	43,49	60,97	10,01	1,10
Station 10	3,91	9,03	15,35	19,62	5,02	1,06
Station 1 tubes 1-2	4,02	9,13	14,98	18,74	4,67	1,11
Station 1 tube 3	5,23	11,78	18,88	23,47	4,49	1,13
Station 9	1,88	4,70	8,01	10,14	5,39	1,16

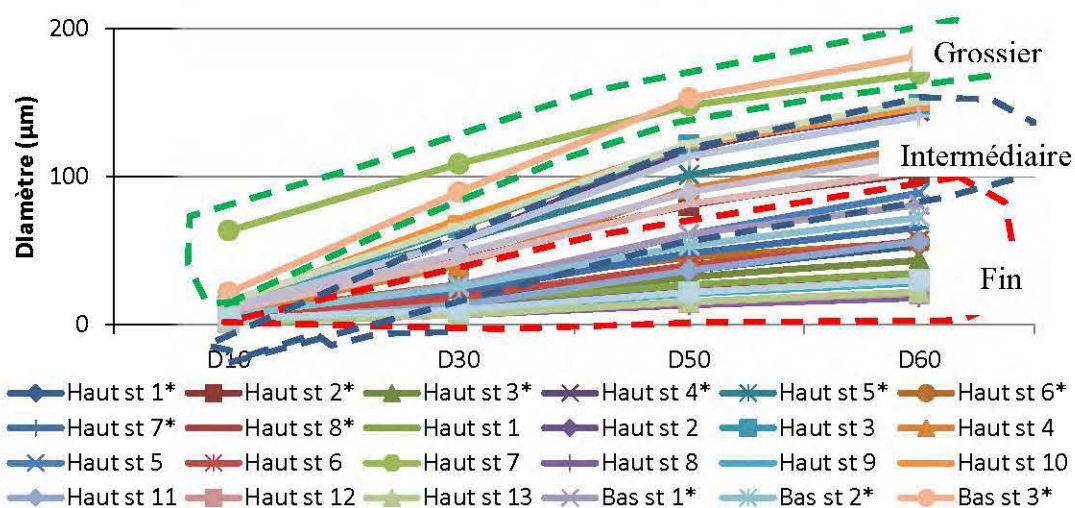


Figure A.1 Distribution des paramètres D_{10} , D_{30} , D_{50} et D_{60} d'échantillons des résidus Goldex. Les courbes identifiées d'une étoile proviennent de Maqsooud et Bussièrre (2010) et les autres courbes sont issues de cette étude.

A.2 Caractéristiques chimiques

Tableau A.4 Contenu en carbone et soufre total des échantillons de résidus Goldex de 30 à 50 cm sous la surface du recouvrement (été 2013)

Élément	C_{total} (% p/p)	S_{total} (% p/p)
Limite de la méthode	0,05	0,009
Goldex haut station 1	1,13	0,403
Goldex haut station 2	1,24	0,391
Goldex haut station 3	0,65	0,238
Goldex haut station 4	0,86	0,255
Goldex haut station 5	0,92	0,309
Goldex haut station 6	0,94	0,318
Goldex haut station 7	0,59	0,095
Goldex haut station 8	1,27	0,446
Goldex haut station 9	1,10	0,370
Goldex haut station 10	0,78	0,236
Goldex haut station 11	0,83	0,273
Goldex haut station 12	1,11	0,394
Goldex haut station 13	1,12	0,351
Moyenne	0,96	0,31

A.3 Caractéristiques hydrogéologiques

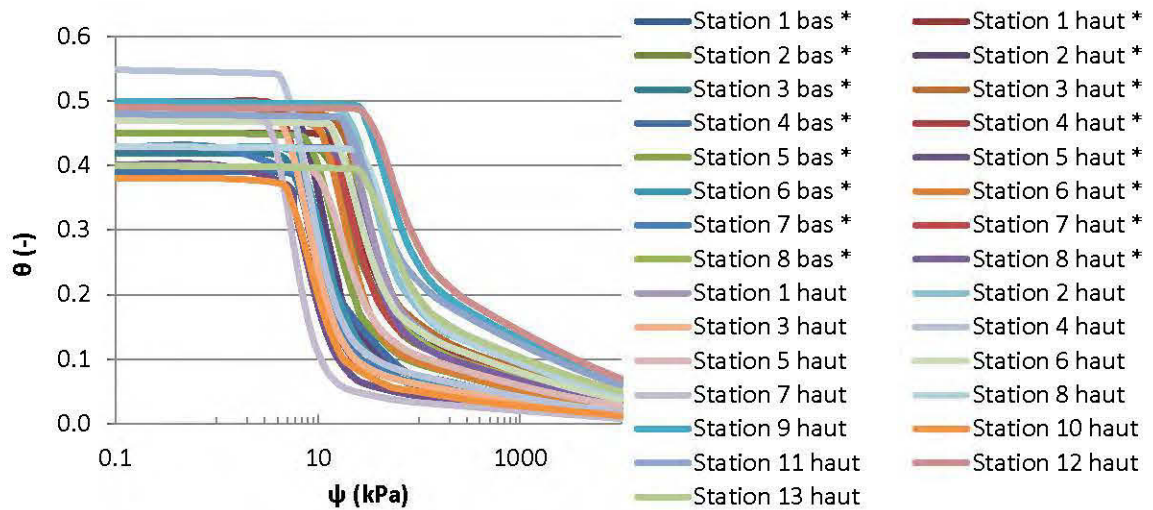


Figure A.2 Courbes de rétention d'eau des résidus Goldex estimées avec le modèle MK selon le degré de saturation et une teneur en eau volumique à saturation équivalente à la porosité mesurée sur le terrain

ANNEXE B

ARTICLE DE CONFÉRENCE : IN SITU EVALUATION OF THE ELEVATED
WATER TABLE TECHNIQUE COMBINED WITH A MONOLAYER COVER ON
REACTIVE TAILINGS: MONITORING STRATEGY AND PRELIMINARY
RESULTS

Marie-Pier Ethier, Bruno Bussière, Michel Aubertin, Abdelkabir Maqsooud, Isabelle
Demers, Robert Lacroix

Based on paper presented in Proceedings of the 66th Canadian Geotechnical
Conference, and the 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Specialty Conference,
Montreal, Quebec, Canada, September 29th to October 3rd, 2013

B.1 Abstract

The abandoned Manitou mine site has produced acid mine drainage (AMD) for decades. In 2009, a reclamation scenario was applied on a portion of the tailings storage facility (TSF2) by installing a monolayer cover, 1 to 2 m thick, made of non acid-generating fine-grained tailings. The objective of the reclamation plan is to control oxygen availability by raising the water table into the Manitou tailings and by creating a nearly saturated cover. This article focuses on the strategy used to evaluate the performance of this reclamation scenario. A total of 13 instrumented stations were installed at site TSF2. At different depths, the equipment measures matric suction, volumetric water content, gaseous oxygen pore concentration and temperature. The pore water pressure is also monitored continuously in wellpoints to assess the position of the water table. These measurement data will be used to evaluate the hydrogeological behaviour of the cover at TSF2. Results from the first year of monitoring are presented and discussed here.

Résumé

Le site minier abandonné Manitou produit du drainage minier acide (DMA) depuis plusieurs dizaines d'années. En 2009, un scénario de restauration a été appliqué sur une partie du parc à résidus (Parc 2). Ce scénario consiste à la mise en place d'un recouvrement monocouche de 1 à 2 m d'épaisseur constitué de résidus miniers fins non générateurs d'acidité. L'objectif de la restauration est de contrôler la disponibilité de l'oxygène en montant le niveau phréatique dans les résidus Manitou et en maintenant le recouvrement le plus près possible de la saturation. Cet article se penche sur la stratégie utilisée pour évaluer la performance de ce scénario de restauration. Un total de 13 stations instrumentées a été installé sur le Parc 2. L'équipement mesure à différentes profondeurs la succion, la teneur en eau, l'oxygène gazeux interstitiel et la température. La pression interstitielle est aussi enregistrée en continu dans des pointes filtrantes afin d'évaluer la position du niveau

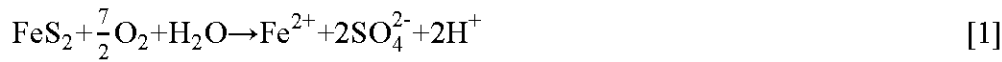
phréatique. Ces données seront utilisées pour évaluer le comportement hydrogéologique du recouvrement installé au Parc 2. Les premiers résultats de ce suivi sont présentés et discutés dans cet article.

B.2 Introduction

A mine site can be considered abandoned when there is no identifiable solvent owner or operator for the facilities (definition inspired from Bussière 2009, and Van Zyl et al. 2002). The province of Québec, Canada, owns approximately 181 abandoned mine sites that cover an area of about 3500 ha (MRN 2012).

Some of these abandoned mine sites contain acid-generating tailings that can have significant impacts on the environment. This problem happens when sulphide minerals present in the wastes oxidize in the presence of atmospheric oxygen and water. This acid mine drainage (AMD) that flows through these wastes can be highly contaminated by high concentrations of sulphates and dissolved metals following the oxidation reactions.

Many factors influence sulphide reactivity and contaminant transport in mine wastes: pH, redox potential, oxygen and ferric iron concentrations, temperature, abundance and nature of catalytic microorganisms, residence time, ionic strength and ion activities, water content, specific surface area and iron and sulphate precipitation on solid surfaces (Blowes et al. 2003; Doepker and Oepker 1991; Lawson 1982). The processes governing these reactions are complex and can involve chemical, biological and electrochemical pathways (Evangelou and Zhang 1995; Lawson 1982; Singer and Stumm 1970). The main oxidizing agent of the direct sulphide oxidation is oxygen (Nicholson 1994). The direct oxidation reaction of pyrite, the most common sulphide in tailings, is presented in equation 1. This reaction produces 2 moles of acid (i.e. H^+ protons), ferrous iron and sulphate for each mole of pyrite oxidized.



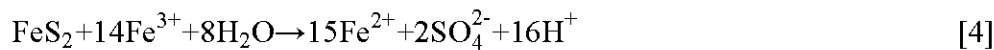
The ferrous iron released can be oxidized to ferric iron (equation 2). This reaction can be catalyzed by bacteria that increase the sulphide reaction rates (Nordstrom and Alpers 1999).



At pH > 3, ferric iron can precipitate as hydroxide and generate 3 more moles of acid (equation 3).



At low pH (pH < 3), ferric iron tends to remain in solution and can then oxidize pyrite; this reaction (equation 4) is much faster than direct oxidation (equation 1) (Williamson and Rimstidt 1994).



For abandoned mine sites that have produced AMD for many years, ferric iron can play a major role by oxidizing pyrite (or other sulphide minerals), with little or no oxygen.

In temperate climatic regions, oxygen barriers are often used to reclaim mine wastes in order to prevent the formation of AMD (Aubertin et al. 1999; MEND 2001; SRK 1989). A promising and economic oxygen barrier alternative for the long-term control of acid mine drainage is the elevated water table (EWT) (Dagenais 2005; MEND 1996; Ouangrawa et al. 2010). This technique typically consists of covering the tailings with a coarse-grained soil cover that acts as an evaporation barrier and controls the position of the water table. A sufficiently high degree of water saturation is maintained by capillarity in the reactive tailings to control AMD generation (see

Figure B.1). The EWT technique relies on the fact that the effective diffusion coefficient of oxygen (D_e) is very low in nearly saturated porous media. This results in a low oxygen flux that reduces the oxidation rate of sulphide minerals (e.g. Mbonimpa et al. 2003). Alternatively, the cover can be made of a relatively fine-grained material so it can retain moisture and further prevent oxygen diffusion to the reactive tailings underneath (as is the case for the project described here).

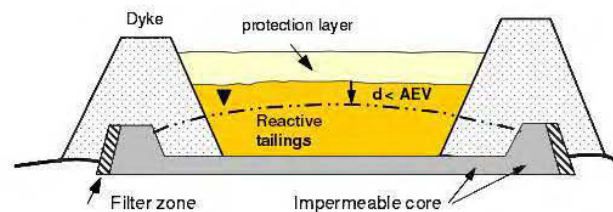


Figure B.1 Conceptual model of an elevated water table within reactive tailings for reducing acid mine drainage (Ouanguwa et al. 2010, adapted from Aubertin et al. 1999)

In order to evaluate the efficiency of the EWT technique to reclaim AMD-generating abandoned mine sites, laboratory column tests were performed for the specific case of the Manitou site. Results of these tests were somewhat different than those obtained with fresh (non-oxidized) tailings. For fresh tailings, the water table can be located in the tailings at a depth less than the height of the nearly saturated capillary fringe, which corresponds to the air entry value (AEV) of the cover material, to effectively control AMD generation (Dagenais 2005; Ouanguwa et al. 2010). When the tailings are oxidized, indirect oxidation seems to interfere and affect the effluent water quality (Pabst 2011). Under these conditions, the water table must be maintained closer to the reactive tailings surface to obtain the targeted efficiency (Bussière et al. 2011). However, even if laboratory data are available, few studies have attempted to assess the *in situ* performance of the EWT technique combined with a monolayer cover to control AMD generation from already oxidized tailings.

B.3 Experimental site

B.3.1 History and reclamation strategy

The Manitou site is one of the most problematic abandoned mine sites in Québec. A gold, silver, copper, and zinc mine was operated between 1942 and 1979 and ore from other mines was also processed at the mill since the '70s. About 11 million tons of highly acid-generating tailings were disposed of in an area of more than 190 ha (Aubertin et al. 1999). Dam failures happened several times and the tailings spilled beyond the impoundment (Tassé and Germain 1999). The Manitou mine site has contributed for more than 30 years to the contamination of the Bourlamaque river watershed with effluent having a pH of 2 to 5 with significant heavy metal concentrations (Tassé and Germain 2003). Hydrogeological and geochemical characterization studies have been performed over the two last decades to gather information on the mine wastes' AMD potential and on possible reclamation scenarios (Aubertin and Bussière 1991; Aubertin and Chapuis 1990; Aubertin et al. 1995, 1999; Bernier 1997; Journeaux Bédard and Assoc. Inc. 2004, 2005, 2007; Pabst 2011; Tassé and Germain 1999, 2003).

A reclamation scenario based on the EWT technique was implemented in 2009 on the tailings storage facility 2 (TSF2) which is a 37.8 ha spillage area near the Manitou impoundment. More specifically, the tailings impoundment was reshaped and a monolayer cover (1 to 2 m thick) made of slightly alkaline non acid-generating tailings from the nearby Goldex mine was installed. The objective of this reclamation strategy is to control oxygen availability to the Manitou tailings by raising the water table and by creating a surface protective barrier with the Goldex cover. Depending on the degree of saturation of the cover, it may also act as an oxygen barrier during a large part of the year.

B.3.2 Manitou and Goldex tailings characteristics

The following laboratory testing methods were used to characterize the problematic mine waste (Manitou tailings) and the cover material (Goldex tailings):

- Particle size distribution: Malvern laser particle size analyser, covering particle sizes between 0.05 μm and 900 μm (Merkus 2009);
- Relative density (or specific gravity): Micromeritics Accupyc 1330 helium pycnometer (ASTM standard D854-91);
- Specific surface area: Micromeritics Gimini III 2375 surface area analyser;
- Saturated hydraulic conductivity: triaxial tests (ASTM D5084);
- Water retention curves: Tempe cell tests (ASTM D3152);
- Chemical composition: digestion in strong acid followed by analysis by atomic emission spectroscopy (ICP-AES) (Skoog and Leary 1992);
- Acid-base accounting: AP obtained by chemical analysis and NP obtained using Sobek method modified by Lawrence and Wang (1997).

The interested reader is referred to Pabst (2011) and Bussière et al. (2011) for more details on these methods. Hydrogeological and geochemical parameters, such as the water retention curve, the permeability function and the reactivity coefficient of the Manitou tailings (for oxygen consumption) have also been extensively characterised, notably by Gosselin (2007) and Pabst (2011).

The main characterization results for the Manitou and Goldex tailings are presented in Table B.1. These results show that Goldex tailings are somewhat finer than Manitou tailings in the spillage areas, and consequently have a slightly higher specific surface area (2.08 vs 1.65 m^2/g). The two materials' saturated hydraulic

conductivities are within the same order of magnitude ($2 \cdot 10^{-5}$ cm/s for Manitou tailings and $5 \cdot 10^{-5}$ cm/s for Goldex tailings). Air entry values, obtained from measured water retention curves, are between 30 and 40 kPa for Manitou tailings and between 20 and 40 kPa for Goldex tailings. Manitou tailings contain much more sulphur (13.6%) than Goldex tailings (0.332%); the former also contain less calcium than Goldex tailings (0.488% vs. 4.20%). Manitou tailings are classified as acid generating according to the NNP criterion (NNP = -425 kg CaCO₃/t), whereas Goldex tailings are non-acid generating (NNP = 57 kg CaCO₃/t) (for more information on the NNP criterion, see Miller et al. 1991). Mineralogical analyses identified the nature of sulphide minerals, such as pyrite, chalcopyrite, and sphalerite, mainly observed in the Manitou tailings. Sulphide minerals being dense, their respective proportions explain the higher relative density of the Manitou fine tailings (3.17) compared to that of the Goldex tailings (2.76). Calcite detected in the Goldex tailings is largely responsible for their higher neutralization potential (NP = 67 kg CaCO₃/t) compared to the Manitou tailings (NP = 0 kg CaCO₃/t).

Table B.1 Main physical, hydrogeological, and geochemical properties of the two tested materials (Demers et al. 2013; Pabst 2011)

Parameter	Manitou fine tailings	Goldex tailings
Physical and hydrogeological properties		
D ₁₀ (µm)	5	2
D ₅₀ (µm)	30	22
Relative density (-)	3.17	2.76
Porosity (-)	0.41 – 0.54	0.42 – 0.47
Surface area (m ² /g)	1.65	2.08
k _{sat} (measured) (cm/s)	2·10 ⁻⁵	5·10 ⁻⁵
Air entry value (kPa)	30 to 40	20 to 40
Chemical composition		
Ca (%)	0.488	4.20
Fe (%)	16.1	3.4
Mg (%)	0.261	1.9
Cu (%)	0.019	0
S total (%)	13.6	0.332
S sulphate (%)	0.687	0.261
Acid-base accounting properties		
NP (kgCaCO ₃ /t)	0	67
AP (kgCaCO ₃ /t)	425	10
NNP (kgCaCO ₃ /t)	-425	57

B.4 Performance evaluation strategy

In order to evaluate the hydrogeological and geochemical behaviour of the reclamation scenario implemented on TSF2, 13 monitoring stations were installed on location. The 8 stations partly installed in 2010 (1 to 8 in Figure B.2) were completed (with new instruments) during the summer of 2012; 5 new stations were installed over the same period (stations 9 to 13 on Figure B.2). The main parameters monitored to evaluate the behaviour of the cover at these stations are the volumetric water content, matric suction, and gaseous oxygen pore concentrations. The water table

level is also a key parameter that affects the efficiency of the EWT technique; it is evaluated by monitoring the pore water pressure in wellpoints in which water samples can also be sampled and analysed. Oxygen consumption tests are also conducted on a regular basis to evaluate the performance of the cover as an oxygen barrier (at specific times and locations).

These field results provide the information needed to assess the performance of the EWT technique (combined with a monolayer cover) regarding the control of AMD at this old mine site.

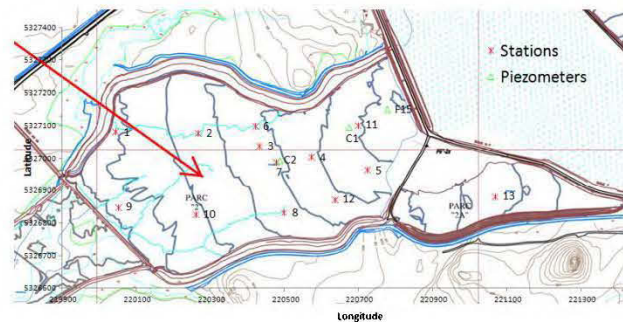


Figure B.2 Map showing the location of the 13 instrumented stations and 3 piezometers on the TSF2 site, at the Manitou mine site

B.4.1 Matric suction and volumetric water content

The wellpoint readings indicate that the water table is located near the base of the cover, so the cover material is mostly unsaturated, with negative pore-water pressure (i.e., $u_w < u_a$). It is thus useful to monitor matric suction to assess the response of the cover (osmotic suction is not considered in this study). A trench was dug at each monitoring station, identified in Figure B.2, to install the probes to measure matric suction and volumetric water content in the (largely undisturbed) cover material. Two probes of each type were placed at each station in the Goldex tailings: one located 20 cm below the cover surface and one at 20 cm above the Manitou tailings. Negative

water pressure sensors were mainly located near the volumetric water content probes, so readings of volumetric water contents could be related to matric suction values.

Different types of probes were installed in 2010 (stations 1 to 8) and in 2012 (stations 9 to 13).

- For stations 1 to 6 and 8 to 13, volumetric water contents are continuously monitored in the cover at both elevations with dielectric permittivity Decagon Devices ECH₂O EC-5 probes ($\pm 0.02 \text{ m}^3/\text{m}^3$);
- For station 7, volumetric water contents are continuously monitored at these same elevations with dielectric permittivity Decagon Devices ECH₂O EC-TM probes (± 0.03) that also measure temperature ($\pm 1^\circ\text{C}$ from -40°C to $+50^\circ\text{C}$) in parallel with the volumetric water content;
- For stations 1 to 8, the matric suction at 20 cm above the base of the cover is sporadically monitored with Irrometer Watermark granular matrix sensors (± 1 kPa in the optimum range). This sensor gives results for suctions between 2 and 80 kPa, with an improved precision when ψ is above 8 kPa (Aubertin et al. 1999; Shock et al. 2002).
- For stations 1 to 8, the matric suction at 20 cm from the top of the cover is continuously monitored with Decagon Devices MPS-1 probes ($\pm 40\%$ of reading from 10 to 500 kPa);
- For stations 9 to 13, the matric suction is continuously monitored at both elevations with Decagon Devices MPS-2 probes ($\pm 25\%$ of readings from 5 to 500 kPa), which also measure temperature ($\pm 1^\circ\text{C}$ from -40°C to $+50^\circ\text{C}$).

A calibration was performed in the laboratory for the EC-5 and EC-TM probes for different volumetric water contents. According to the manufacturer, no calibration was necessary for the MPS-1, MPS-2 and Watermark probes.

The Watermark measurement data are read at least 3 times per year. The other probes are connected to a Decagon Devices EM-50 data logger that registers the readings of the probes 4 times a day (at midnight, 6 a.m., noon, and 6 p.m).

B.4.2 Pore water pressures (and water table level)

One wellpoint was installed near each monitoring station. The inner diameter of the pipe is 3.175 cm and is composed of a 45.72 cm long screen and two 91.44 cm extensions. The wellpoints were forced into the undisturbed tailings with a sledgehammer.

- Mini-Diver sensors from Schlumberger were installed at the bottom of the wellpoints at stations 1, 3, and 5 to 13. These sensors measure total pressure (water + atmospheric) and temperature. Their measurement range is between 0 and 10 m of water, their accuracy is 0.5 cm of water, and their resolution is 0.2 cm of water.
- CTD-Diver sensors were installed at the bottom of the wellpoints at stations 2 and 4. These sensors measure total pressure, temperature and water electrical conductivity. The specifications for the pressure measurements are the same as for the Mini-Diver. Electrical conductivities are measured between 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and 120 mS/cm with 1% accuracy.
- A Baro-Diver with similar characteristics to the Mini-Diver sensor was installed at ground surface to measure the atmospheric pressure variations necessary to correct the water pressure measurements.

The Diver sensors are set to log their readings four times a day (at midnight, 6 a.m., noon, and 6 p.m.).

Periodically, all the recorded data are downloaded by connecting the sensors to a computer.

B.4.3 Gaseous oxygen pore concentration

The trenches dug in the summer of 2012 were also used to install dedicated gas sampling tips in the undisturbed cover material. Four dedicated tips designed by AMS Inc. were installed at each station at a depth of 25, 50, 75, and 100 cm below the top of the cover. The pore gas tips were covered with a geotextile to prevent intrusion of particles. The tips were connected to a 0.455 cm inner diameter rigid tube, and they were driven into the ground. The open extremity of the tube at the top was closed tightly with a plug.

The dedicated tips are used, at least three times a year, to measure the gaseous oxygen pore concentration. To do so, each tube above the dedicated tips is connected to a peristaltic pump and the gas is pumped to ground surface. The oxygen concentration within the sampled gas is measured with a high precision Presens Optopode PSt3 optical oxygen probe connected to an OXY-10 apparatus connected to a computer as illustrated in Figure B.3. The precision of the oxygen sensor is 0.1% and the response time is less than 10 s for the gaseous phase. The oxygen sensors are sensitive to temperature, atmospheric pressure and humidity variations. A calibration is performed in the field to set the baseline 0 and 20.9% oxygen concentrations.

Results of the volumetric water content, suction, and oxygen concentrations can be used as part of the validation process of the numerical simulation results of the oxygen flux through the cover (Gosselin 2007; Pabst 2011).

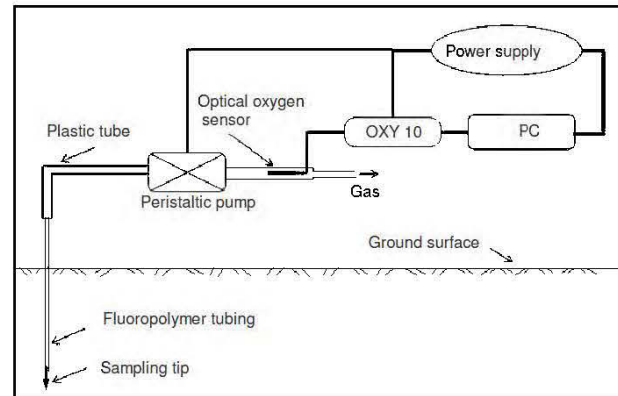


Figure B.3 Measurement of O_2 in the gas pumped from the ground, using optical oxygen sensors (Mbonimpa et al. 2008)

B.4.4 Modified oxygen consumption tests

The modified oxygen consumption (MOC) test can be used to evaluate the O_2 flux through covers (Dagenais et al. 2012). The oxygen flux into the reactive tailings, with and without a cover, can be compared to evaluate the efficiency of the control system to prevent sulphide oxidation.

The in situ MOC test is performed in a 1 m long, 14 cm diameter, aluminum cylinder driven into the cover, leaving a head space of 1 to 10 cm (see Figure B.4). A cap instrumented with an Apogee SO-100 galvanic cell type oxygen sensor is placed over the cylinder and sealed with a gasket and vacuum grease. The accuracy of this sensor is less than 0.02% O_2 drift per day. The progressive decrease in oxygen concentrations in the closed-top chamber is monitored over time at a given frequency with a data logger. These sensors are temperature and pressure sensitive, so the atmospheric fluctuation measurements must be corrected with a control sensor (placed beside the tested cylinder). The measurements typically last three to five days, to obtain a significant variation (3% or more) of the oxygen concentration in the reservoir.

The interpretation of the measurements is based on a comparison between the measured oxygen concentration in the top chamber and simulation results obtained from the numerical solution of Fick's laws (Dagenais et al. 2012; Mbonimpa et al. 2002). The solution for the evolution of oxygen concentrations in the top oxygen reservoir is obtained in this study using the Vadose/W software (Geo-Slope International 2007). The finite element code Vadose/W is mainly a hydrogeological model but it can also be used to solve the gas diffusion and consumption equations for unsaturated media (Gosselin 2007). The field volumetric water content profiles in the materials are integrated into the numerical model to assess fluid flow and to calculate the oxygen flux through the cover.

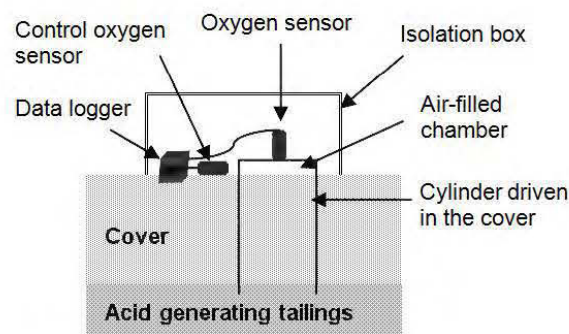


Figure B.4 Schematic vertical section of a typical in situ MOC testing setup through a monolayer cover (modified from Dagenais et al. 2012)

B.4.5 Pore water quality

Four times a year, the quality of water samples pumped from the wellpoints is analysed. The one-litre samples are tested to measure their pH, Eh, electrical conductivity, acidity, alkalinity, and ferrous iron concentration. An elemental analysis is also performed.

The Fe^{2+} concentration is measured *in situ* with a Hach DR/890 portable colorimeter using the 1,10-phenanthroline method 8146 ($\pm 0.8\%$ accuracy and $\pm 0.2\%$ precision).

The analysis range is 0.03 - 3.00 mg/L Fe^{2+} with a standard deviation of ± 0.017 mg Fe^{2+} /L.

The pH of the water samples is measured with an Orion Triode sensor coupled with a Benchtop pH/ISE Meter Orion model 920 (relative precision ± 0.01). The redox potential (Eh) corrected to the standard hydrogen electrode is measured by a Pt/Ag/AgCl sensor connected to a Benchtop pH/ISE Meter Orion 920 (relative precision ± 0.2 mV). The alkalinity concentration is obtained by titration in the laboratory with sulphuric acid 0.02N (precision of 1 mg CaCO_3 /L), and the acidity concentration by titration with sodium hydroxide 0.1N (precision of 1 mg CaCO_3 /L). The water samples are also filtered with a 0.45 mm filter, acidified with 2% v/v HNO_3 and analysed with a inductively coupled plasma-atomic emission spectrometer (ICP-AES) Perkin Elmer OPTIMA 3100 RL (relative precision evaluated at 5%).

B.5 Preliminary results

Preliminary measurement results (between August 7 and October 26, 2012) for matric suction, volumetric water content, pore water pressure and gaseous oxygen pore concentrations are presented in the following. Other preliminary results such as water quality in wellpoints and oxygen-consumption measurements are not presented here due to space constraints. A more detailed data interpretation will be presented in the coming years.

Also, it is worth mentioning that some probes were already broken or removed by animals when the 2012 monitoring began and are therefore unusable (the MPS-1 and EC-5 probes at 20 cm under the cover at station 4).

B.5.1 Volumetric water content

Volumetric water content (θ) measurement results are presented in Figure B.5a for sensors located 20 cm from the top of the cover and in Figure B.5b for the sensors 20 cm from the base of the cover.

The θ values near the top of the cover were between 0.22 and 0.52. Readings remained stable for stations 9, 11, and 12 with θ at values typically higher than 0.4. For stations 2, 3, 8, 10 and 13, θ decreased to 0.22 and 0.3 before September 7, but increased to reach 0.33 to 0.52 over the following weeks. For stations 1, 6, and 7, θ varied between 0.28 and 0.52.

For the deeper probes, θ was higher and usually showed less variation. The measured θ values ranged between 0.4 and 0.55, except for the probe at station 6 that provided an unstable signal.

B.5.2 Matric suction

Matric suction (ψ) measurement results are presented in Figure B.6. The measurements 20 cm from the top of the cover varied considerably over time for all stations. The value of ψ remained under 15 kPa for stations 2, 6, 11, and 12, and under 22 kPa for stations 9, 10, and 13. The matric suction reached a peak between 31 and 36 kPa, during a dry spell on September 6, for stations 9, 10, and 13. At station 1, a peak near 20 kPa was measured on September 24, and another increase to 20 kPa happened from October 19 until the end of the test.

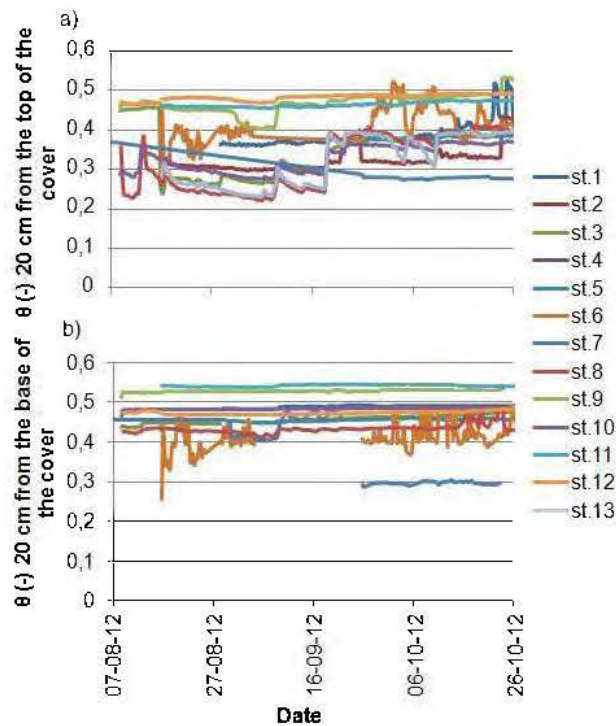


Figure B.5 Volumetric water contents in the cover for the 13 stations in the summer and fall of 2012 a) 20 cm from the top of the cover and b) 20 from the base of the cover

For ψ values measured 20 cm from the base of the cover, the Watermark probes (punctual values in Figure B.6) indicated that the suction was near zero when both measurements were taken. A peak of 22 kPa was measured at station 9 on August 11, despite a stable water content of 0.53. The ψ values measured with MPS-2 probes (stations 9 to 13) were between 12 and 14 kPa on August 16 and decreased slightly to reach 11 to 12 kPa on October 26.

These results showed that θ and ψ values are generally consistent. When ψ is lower than the AEV of the Goldex tailings (about 30 kPa) at the base of the cover, the tailings are close to saturation ($\theta \sim 0.42$). When ψ is higher than the AEV, the θ values near the top of the cover tend to decrease. For example, the higher suctions

measured on September 6 at stations 9, 10, and 13 in Figure B.6a are correlated with lower θ values in Figure B.5a.

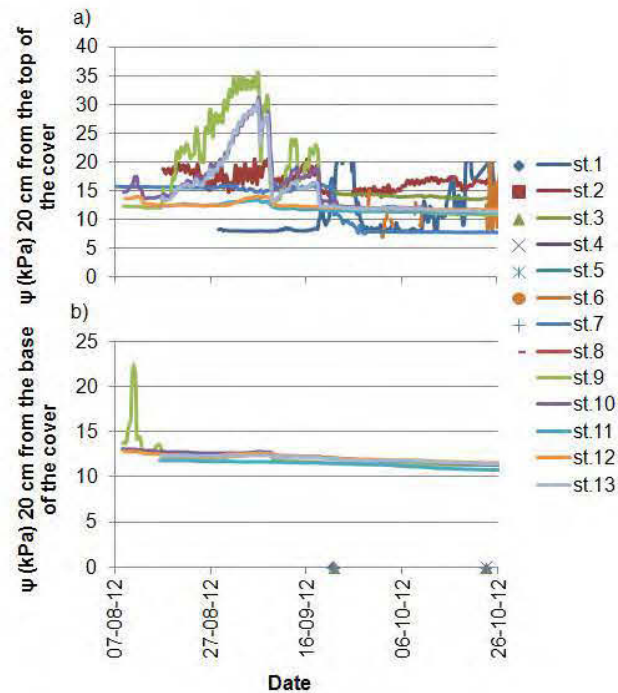


Figure B.6 Matric suctions measured in the cover at the 13 monitoring stations in 2012 a) 20 cm from the top of the cover and b) 20 from the base of the cover

B.5.3 Pore water pressure and water table elevation

The depths of the water table from the cover surface are presented in Figure B.7 for all stations; this depth is obtained by assuming that the measured piezometric levels correspond to the position of the phreatic surface. It is worth recalling here that the objective of the reclamation work at the Manitou site is to control AMD by maintaining the water table at or above the interface between the Manitou and Goldex tailings; this condition was shown to be required following large size column tests and numerical simulations (Bussière et al. 2011; Pabst 2011). Figure B.7 shows that the depth of the water table at all stations is significantly influenced by the daily

rainfalls. One can also see in this figure that the water table dropped from August 19 to September 8. The depth of water table below the cover surface exceeded 1 m from August 30 to September 8. Then, the water table elevation increased due to precipitation and was at a depth less than 0.5 m between September 22 and 27. The magnitude of the fluctuations between the maximum and the minimum water table levels from August 9 to October 26, 2012 were:

- 0.92 m at station 11;
- between 1 and 1.5 m at stations 3, 4, 5, 7, and 12;
- between 1.5 and 2 m at stations 1, 6, 8, and 13; and
- above 2 m at stations 2, 9, and 10.

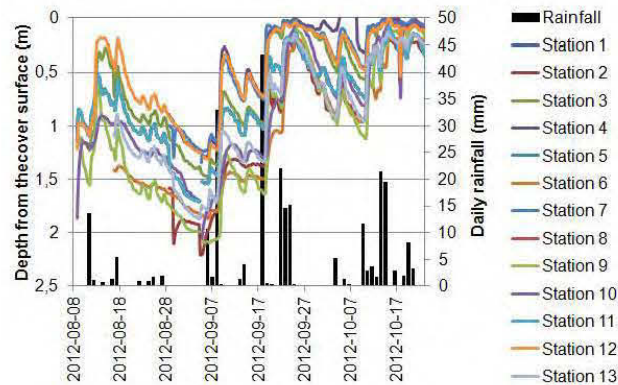


Figure B.7 Fluctuations of the water table level based on the water pressure readings at all stations and comparison with the daily rainfalls

As the thickness of the Goldex tailings cover is somewhat different for each station, a comparison of the water table level and the depth of the interface with the reactive tailings is presented in Figure B.8 (for a dry and a wet day). The results show that, on September 4 (during a dry spell), the water table level was under the Goldex/Manitou interface at stations 1, 2, 8, 9, and 10. On the other hand, on October 23, the water

table levels were all within the cover, at a depth less than 0.55 m below the cover surface.

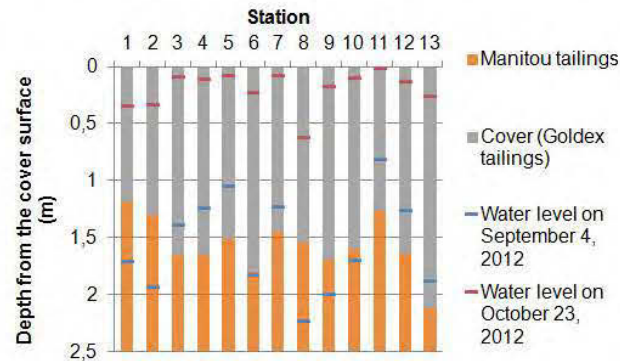


Figure B.8 Water table levels and cover thickness (on September 4 and October 23, 2012)

B.5.4 Gaseous oxygen pore concentration

The oxygen concentration can only be measured when the material is dry enough so that pore gas can be sampled. On August 29, this was possible for all stations located 25 cm below the cover surface, for 11 stations at 50 cm, for 6 stations at 75 cm and for 1 station at 100 cm. Measurements performed on October 17, 2012, did not allow recovering interstitial gas due to the high degree of saturation of the cover material.

The gaseous oxygen pore concentration results for the different stations on August 29, 2012 are presented in Figure B.9. The different profiles observed at the various stations indicate downward oxygen fluxes into the Goldex cover.

These results are being analysed further using numerical modeling to evaluate the oxygen flux that can be expected from the measured values.

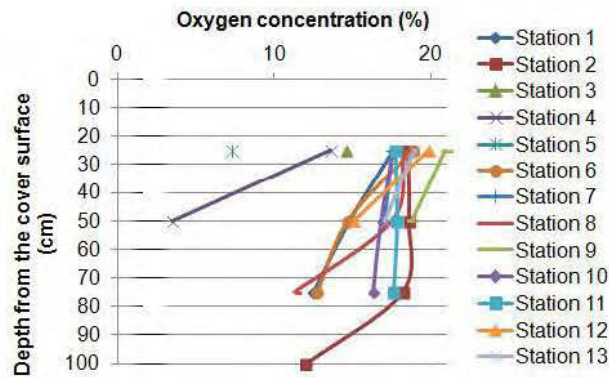


Figure B.9 Gaseous oxygen pore concentrations at 25, 50, 75, and 100 cm on August 29, 2012

B.6 Conclusion

This paper describes the approach developed to evaluate the efficiency of the reclamation work implemented at the Manitou mine site, to control AMD generated by the reactive tailings storage facility. The approach is based on hydrogeological and geochemical monitoring of key parameters on site, which can be used to assess the global environmental behaviour of the reclaimed TSF. The first results showed significant variations of the volumetric water contents, suctions, and water table levels in the cover. Vertical oxygen gradients indicate the presence of a flux toward the Manitou tailings. Monitoring will continue for some time and the data will be used to determine the performance of the single layer cover and elevated water table, regarding oxygen fluxes and acid production.

In addition to the benefits for the particular case of the Manitou site reclamation, this study will also provide valuable information on this relatively new approach that combines the elevation of the water table with a monolayer cover made of non acid-generating tailings. This approach could be applicable to other cases where AMD generating sites must be reclaimed.

B.7 Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the contribution of the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT- Polytechnique), and the Ministry of Natural Resources (MRN) of Québec. Our acknowledgements also go to NSERC for the Alexander Graham Bell Canada Scholarship.

B.8 References

Aubertin, M., and Bussière, B. 1991. Étude préliminaire - Évaluation des barrières sèches construites à partir des résidus miniers alcalins (avec addendum). Rapport CDT, 44 p.

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A. M., Gagnon, D., Barbera, J. M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., and Bernier, L. 1999. Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase II – Essais en place. Mine Environment Neutral Drainage Report (NEDEM/MEND) 2.22.2c. CANMET Secretariat, Ottawa, Ont., 395 p.

Aubertin, M., and Chapuis, R. P. 1990. Rapport – Parc à résidus miniers Manitou-Barvue, Projet CDT P1537.

Aubertin, M., Chapuis, R. P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.-F., and Tremblay, L. 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Mine Environment Neutral Drainage Report (MEND/NEDEM) 2.22.2a., CANMET Secretariat, Ottawa, Ontario, 164 p.

Bernier, L. R. 1997. Caractérisation minéralogique et potentiel d'acidité du résidu minier Manitou, Val d'Or. Rapport Géoberex Recherche.

Blowes, D., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., and Weisener, C. G. 2003. The Geochemistry of Acid Mine Drainage. In H. D. Holland and K. K. Turekian (Eds.), *Treatise on geochemistry* 9,149-204.

Bussière, B. 2009. *Acid mine drainage from abandoned mine sites : problematic and reclamation approaches*. Paper presented at the Proceedings of International Symposium on Geoenvironmental Engineering, ISGE2009, Advances in Environmental Geotechnics, Hangzhou, China, 111-125.

Bussière, B., Maqoud, A., Demers, I., Rousselle, M., Aubertin, M., and Chapuis, R. P. 2011. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 81 p.

Dagenais, A.-M. 2005. *Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires*. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, 394 p.

Dagenais, A. M., Mbonimpa, M., Bussière, B., and Aubertin, M. 2012. A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems. *Geotechnical Testing Journal*, 35 (1).

Demers, I., Bussière, B., Rousselle, M., Aubertin, M., Pabst, T., and Lacroix, R. 2013. *Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou site using Goldex tailings*. Paper presented at the 23rd World Mining Congress, Montreal, Canada.

Doepker, R. D., and Oepker, R. D. 1991. *Column Leach Study IV: Factors Affecting the Dissolution of Metals from Sulfidic Metal-Mine Tailings*. Paper presented at the 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage.

Evangelou, V. P., and Zhang, Y. L. 1995. A review: Pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25(2), 141-199.

Geo-Slope International 2010. Vadose Zone Modeling with VADOSE/W 2007. Fourth Edition, 344 p.

Gosselin, M. 2007. *Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène*. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal, 216 p.

Journeaux Bédard and Assoc. Inc. 2004. Étude de préfaisabilité, Plan de remplissage du site Norebec-Manitou, Projet Goldex (S-04-1518). Dorval, 35 p.

Journeaux Bédard and Assoc. Inc. 2005. Rapport S-04-1619 - Évaluation comparative, niveau de préfaisabilité, méthodes de restauration alternatives - Site minier Norebec-Manitou.

Journeaux Bédard and Assoc. Inc. 2007. Rapport S-04-1851 – Rapport de conception – Parc minier Manitou – Projet Goldex-Manitou, Val d'Or, Québec.

Lawrence, R. W., and Wang, Y. 1997. *Determination of neutralisation potential in the prediction of acid rock drainage*. Paper presented at the 4th ICARD, Vancouver, BC.

Lowson, R. T. 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. *Chemical Reviews*, 82(5), 461-497.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., and Bussière, B. 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), 916-932.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.-M., Bussière, B., Julien, M., and Kissiova, M. 2002. *Interpretation of Field Tests to Determine the Oxygen Diffusion and Reaction Rate Coefficients of Tailings and Soil Covers*. Paper presented at the 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Niagara Falls, Ontario, 147-154.

Mbonimpa, M., Hamdi, J., Maqsood, A., Bussière, B., and Aubertin, M. 2008. *Oxygen monitoring in a cover with capillary barrier effects*. Paper presented at the 61th Canadian Geotechnical Conference and the 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Edmonton, 831-838.

MEND. 1996. Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. Mine Environment Neutral Drainage (MEND/NEDEM) Report 2.17.1, Canada.

MEND. 2001. MEND Manual: prevention and control. Mine Environment Neutral Drainage (MEND/NEDEM) Report 5.4.2d. CANMET, Ottawa, Canada, 154 p.

Merkus, H. G., 2009. Particle size measurements: fundamentals, practice, quality. Springer Science and Business Media B.V, 533 p.

Miller, S. D., Jeffery, J. J., and Wong, J. W. C. 1991. *Use and misuse of the acidbase account for "AMD" prediction*. Paper presented at the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, Canada, 533-549.

MRN. 2012. Restauration des sites miniers. Retrieved on November 28, 2012, from <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/restauration/restauration-sites.jsp>

Nicholson, R. V. 1994. Chapter 6, Iron-sulfide oxidation mechanisms, Laboratory studies. In D. W. Blowes and J. L. Jambor (Eds.), *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*, 164-183.

Nordstrom, D. K., and Alpers, C. N. 1999. Geochemistry of acid mine waters. In *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A, Processes, Techniques, and Health Issues. Reviews in Economic Geology, 6A*, 133-157.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Bussière, B., and Zagury, G. J. 2010. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, and Soil Pollution, 213(1-4)*, 437-458.

Pabst, T. 2011. *Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés*. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada, 582 p.

Shock, C. C., Feibert, E. B. G., and Jaderholm, S. 2002. A Comparison of Six Soil Moisture Sensors. Malheur Experiment Station: Oregon State University, 262-267.

Singer, P. C., and Stumm, W. 1970. Acidic mine drainage: the rate determining step. *Science, 167*, 1121-1123.

Skoog, D. A., Leary, J. J., 1992. Principles of instrumental analysis. Fourth Edition, Saunders College Publishing, 700 p.

SRK 1989. Draft acid rock drainage. Technical Guide Vol. 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report, Prepared by STEFFEN, ROBERTSON, KIRSTEN in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering.

Tassé, N., and Germain, D. 1999. Le parc à résidus miniers Manitou et ses épandages - Caractérisation et options de restauration. Rapport INRS-Géoressources.

Tassé, N., and Germain, D. 2003. Site minier Manitou - Caractérisation du milieu et des processus en vue d'une restauration. Rapport INRS-Eau, Terre et Environnement.

Van Zyl, D., Sassoon, M., Digby, C., Fleury, A.-M., and Kyeyune, S. 2002. *Mining for the future*. Paper presented at the Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD). Appendix C: Abandoned Mines, 19 p.

Williamson, M. A., and Rimstidt, J. D. 1994. The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(24), 5443-5454.

ANNEXE C

ARTICLE DE CONFÉRENCE : RESULTS FROM A FIELD INVESTIGATION OF
THE ELEVATED WATER TABLE TECHNIQUE COMBINED WITH A
MONOLAYER COVER ON ACID GENERATING TAILINGS

Marie-Pier Ethier, Bruno Bussière, Michel Aubertin, Isabelle Demers, Abdelkadir
Maqsoud, Jean Dionne, Mélanie Roy

Based on paper presented in Proceedings of the 67th Canadian Geotechnical
Conference, Regina, Saskatchewan, Canada, September 28th-October 1st, 2014

C.1 Abstract

The abandoned Manitou mine site has been producing acid mine drainage (AMD) for decades. In 2009, a monolayer cover made of non acid-generating fine-grained tailings was placed on the tailings storage facility #2. The objective of the reclamation plan is to control oxygen availability by creating a nearly saturated cover. Thirteen (13) instrumented stations were installed to monitor the performance of the reclamation technique on the site, which is mainly related with the hydrogeological behaviour and oxygen transport in the cover. The results of the 2012-2013 measurements campaign show seasonal variations in the volumetric water content of the cover and a water table that is sometimes lower than the cover - tailings interface for some stations. Numerical calculations are also performed to assess the performance of the reclamation technique, based on simulations of the hydrogeological conditions and gas flux.

Résumé

Le site minier abandonné Manitou produit du drainage minier acide (DMA) depuis plusieurs dizaines d'années. En 2009, un recouvrement monocouche constitué de résidus miniers fins non générateurs d'acidité a été mis en place au niveau du parc 2 du site. L'objectif de la restauration est de contrôler la disponibilité de l'oxygène en maintenant le recouvrement à haut degré de saturation en eau. Treize (13) stations instrumentées ont été installées afin d'évaluer la performance de la technique de restauration du site, du point de vue du comportement hydrogéologique et du transport de l'oxygène dans le recouvrement. Les résultats de la campagne de mesures réalisée en 2012 et 2013 montrent une variation saisonnière de la teneur en eau volumique du recouvrement et un niveau phréatique parfois en dessous de l'interface recouvrement - résidus miniers pour certaines stations. Des calculs numériques sont aussi menés afin d'évaluer la performance de la technique de

restauration, sur la base de simulations des conditions hydrogéologiques et des flux gazeux.

C.2 Introduction

Acid mine drainage (AMD) is one of the most important environmental problems from hard rock mine tailings. This phenomenon occurs when sulphide minerals contained in the tailings oxidize in the presence of an oxidizer (oxygen and /or ferric iron) and water. This oxidation produces acidity, sulphates and dissolved metals that can be detrimental for the surrounding environment (Aubertin et al. 2002).

Under temperate and relatively humid climatic conditions, oxygen barriers are often selected for tailings storage facilities to control the production of AMD. Different types of oxygen barriers exist, notably water covers and layer covers made with geological materials (Aubertin et al. 1995, 1999; MEND 2001, 2004; Bussière et al. 2003). The choice between the specific type of cover mainly depends on the water table depth, climatic conditions, tailings properties, and materials availability (Aubertin et al. 1995; Bussière et al. 2005; Bussière 2009).

A promising and economic oxygen barrier alternative for the long-term control of AMD is the elevated water table (EWT) technique (SENES 1996; Orava et al. 1997). This technique typically consists of covering the tailings with a coarse-grained material cover that acts as an infiltration layer and evaporation barrier to help control the depth of the water table. A sufficiently high degree of water saturation is maintained by capillarity in the reactive tailings to control AMD generation. The EWT technique relies on the fact that the effective diffusion coefficient of oxygen (D_e) is very low in nearly saturated porous media. This results in a low oxygen flux that reduces the oxidation rate of sulphide minerals (e.g. Mbonimpa et al. 2003). Alternatively, the cover can be made of a relatively fine-grained material so it can

retain some moisture and further prevent oxygen diffusion to the reactive tailings underneath (as is the case for the project described here).

Until now, the EWT approach has been essentially evaluated using laboratory tests and numerical simulations (Demers et al. 2008; Ouangrawa et al. 2010; Bussière et al. 2011). The present study aims at evaluating the efficiency of this technique using field data gathered on an existing case, the tailings storage facility (TSF) 2 of the Manitou tailings disposal site.

C.3 Studied site

C.3.1 Background and reclamation strategy

Gold, silver, copper, and zinc were exploited at Manitou mine between 1942 and 1979. The site, later abandoned, contains 11 million tonnes of highly acid-generating tailings on an area of more than 190 ha, including spill zones (Aubertin et al. 1999).

Hydrogeological and geochemical characterization studies have been performed over the last two decades to characterize the mine wastes' AMD potential and evaluate possible reclamation scenarios (Aubertin and Chapuis 1990; Aubertin and Bussière 1991; Aubertin et al. 1995, 1999; Bernier 1997; Tassé and Germain 1999, 2003; Journeaux Bédard & Assoc. Inc. 2004, 2005, 2007; Pabst 2011).

A reclamation scenario based on the EWT technique was implemented in 2009 on the TSF2 which is a 37.8 ha spillage area near the main Manitou impoundment. More specifically, the tailings impoundment was reshaped, and new dykes have been constructed. A monolayer cover (1 to 2 m thick) made of slightly alkaline non acid-generating tailings from the nearby Goldex mine was installed. The objective of this reclamation strategy is to control oxygen availability to the Manitou tailings by raising the water table and by creating a surface protective barrier with the Goldex

cover. Depending on its degree of saturation, the cover may also act as an oxygen barrier.

C.3.2 TSF2 tailings and cover characteristics

The main physical, hydrogeological, and geochemical properties of the Goldex and Manitou tailings were presented in Ethier et al. (2013) and were also characterised by Demers et al. (2013) and (Pabst 2011). The main properties of the Goldex tailings include an air entry value (AEV) of 20 to 40 kPa, a saturated hydraulic conductivity of $5 \cdot 10^{-5}$ cm/s, a sulphur content of 0.3%, and a net neutralizing potential (NNP) of 57 kgCaCO₃/t. The Manitou tailings in TSF2 show an AEV of 30 to 40 kPa, a saturated hydraulic conductivity of $2 \cdot 10^{-5}$ cm/s, a sulphur content estimated at 13.6%, and a NNP of -425 kgCaCO₃/t. These properties were used for the water and gas movement simulations presented in section C.5; more information can be found in the references cited earlier. An important point to mention here is that laboratory column tests (Bussière et al. 2011) have shown that, to control AMD generation from the reactive Manitou tailings, it is necessary to maintain the water table level at (or above) the interface with the cover.

C.4 Field study methodology

Thirteen (13) monitoring stations are installed on TSF2 to evaluate the hydrogeological and geochemical behaviour of the implemented reclamation technique (see Figure C.1).

The measurements performed at the different stations include volumetric water content, matric suction, gaseous oxygen pore concentration, water table level, and oxygen consumption rate. These measurements provide the information needed to assess the performance of the EWT technique combined with the monolayer cover regarding the control of AMD. The tests methodology is summarized later in this paper; more detailed information is presented in Ethier et al. (2013).

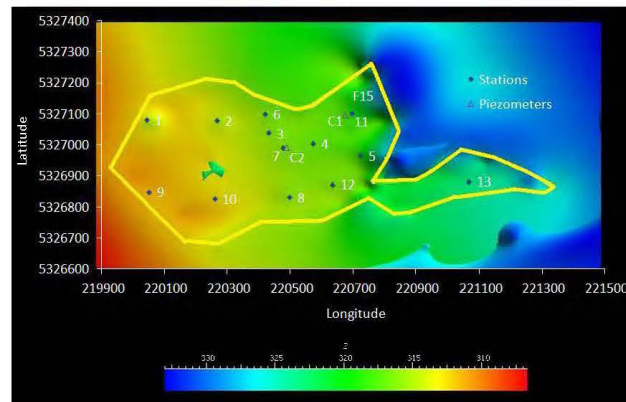


Figure C.1 TSF2 perimeter (yellow), topography (z axis) and the experimental stations and piezometers

C.4.1 Water table levels

Wellpoints are installed at each monitoring station. Pressure and temperature sensors are installed at the bottom of each wellpoint and are logged four times a day. Water levels at these locations are calculated from these data (Ethier et al. 2013).

C.4.2 Volumetric water content and matric suction

As will be shown later, the water table is located near the base of the cover. The cover material is above the phreatic surface and thus largely unsaturated, with negative pore-water pressures that can sometimes exceed the AEV of the Goldex tailings. Hence, it was deemed essential to monitor matric suction and volumetric water content to assess the response of the cover.

Two suction and volumetric water content probes are placed at each station in the undisturbed Goldex tailings, at 20 cm below the cover surface and at 20 cm above the Manitou tailings. For most of the probes, readings are performed and logged four times a day (Ethier et al. 2013).

C.4.3 Gaseous oxygen pore concentration

The methodology for the gaseous oxygen pore concentration measurements was developed by Hamdi (2011) and is described in Ethier et al. (2013). Four dedicated sampling tips are used at each station, at depths of 25, 50, 75, and 100 cm from the surface of the cover. The dedicated sampling tips are connected to a rigid tube that reaches the surface. The pore gas is pumped from the sampling tips three times a year. The oxygen concentration of the pore gas is measured with a high precision optical oxygen probe and an OXY-10 (PreSens) apparatus.

C.4.4 Modified oxygen consumption tests

The modified oxygen consumption (MOC) test is used to evaluate the O₂ flux through covers (Dagenais et al. 2012). The oxygen flux into the reactive tailings, with and without a cover, can then be compared to evaluate the efficiency of the control system to prevent sulphide oxidation.

This test is performed in a 1 m long, 14 cm diameter, aluminum cylinder driven into the cover, leaving a head space of 1 to 10 cm. A cap instrumented with a galvanic cell type oxygen sensor is placed and sealed on top of the cylinder. The progressive decrease in oxygen concentrations in the closed chamber is monitored over time. A test typically lasts at least three to five days, to obtain a significant variation (3% or more) of the oxygen concentration in the reservoir.

The test interpretation is based on a comparison between the measured oxygen concentration in the top chamber and simulation results obtained from the numerical solution of Fick's laws (Mbonimpa et al. 2002; Dagenais et al. 2012). An example is shown below.

C.5 2012-2013 results

Representative results from the 2012-2013 field investigation are presented in this section. These include measurements of the water table levels, volumetric water contents, matric suctions, oxygen concentrations, and oxygen consumption.

C.5.1 Water table levels

The mean monthly water table levels from August 2012 to October 2013 are presented in Figure C.2. Only the results from mid-April to mid-November are shown. During winter, the presence of ice above the pressure sensors affects the readings so. For this reason, these measurements are not included here.

It can be observed that the water table levels are high after snowmelt (spring) and later in the year (fall); these levels are more than 0.5 m above the tailings/cover interface in May and November.

The mean monthly levels tend to decrease during the spring and summer, reaching a low value in July, and increasing thereafter. Between June and August, the monthly mean levels can be below the tailings/cover interface for some station. For instance, at stations 1 and 2, the lower monthly means are at more than 0.5 m below the interface. In July 2013, the mean water table was at or above the interface for only 3 stations i.e. 5, 10, and 13. The level was 0.97 and 0.67 m below the interface for stations 1 and 2 respectively, and at least 0.25 cm below the interface for the other stations.

Figure C.3 shows the time proportions (or ratio) for each month when the levels are above the tailings/cover interface, for each station. This figure indicates that all water table results are above the tailings/cover interface from mid-November to mid-April. The proportion of data meeting this goal decreases after the snow melt to reach a lower value in July and then increases again.

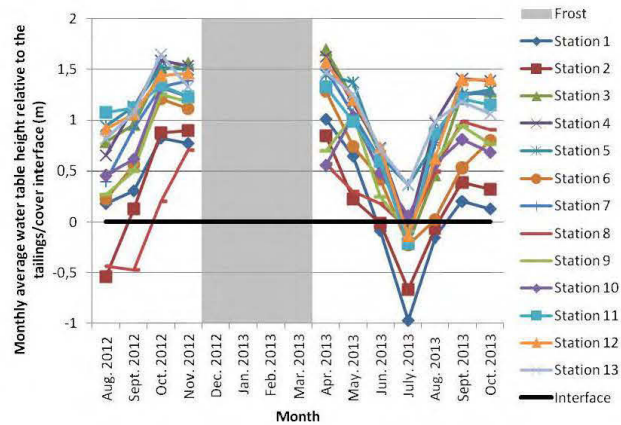


Figure C.2 Monthly means of the water table levels relative to the Manitou tailings/cover interface at each station

The monthly ratio is usually above 50%, except for stations 2 and 8 in August and September 2012 and stations 1 and 2 in June and August 2013. In July 2013, the ratios are below 40% for all stations, except for stations 5, 10, and 13.

From the results presented in Figures C.2 and C.3, the stations can be classified into two main categories:

- Stations 1 and 2 where the water table level is more than 20% of the time below the Manitou tailings/cover interface. At these stations, the monthly average levels are also at more than 0.5 meter below this interface for the most critical month (July); and
- Stations 3 to 13 where the levels are generally maintained close to or above the interface.

C.5.2 Water contents and suctions

Measurements of the volumetric water content from the sensors located 20 cm from the base and the top of the cover are respectively shown in Figures C.4 and C.5. It can be observed in Figure C.4 that the base of the cover is nearly saturated all year long,

with measured values typically between 0.4 and 0.5; the porosity n measured on site varies between 0.42 and 0.55. A very slight decrease is observed in July, but the system recovers its higher value during the (humid) fall period.

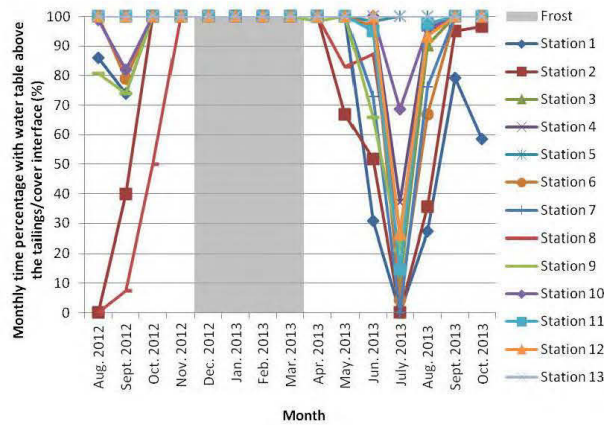


Figure C.3 Monthly time percentage (ratio) for conditions with water table level above the tailings/cover interface, for each station

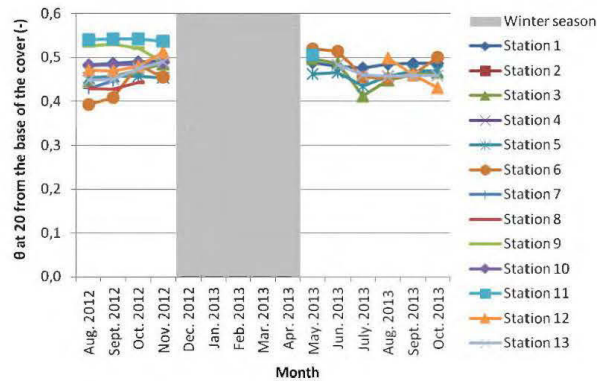


Figure C.4 Monthly averages of the volumetric water content measured 20 cm from the base of the cover at each station, from August 2012 to November 2013

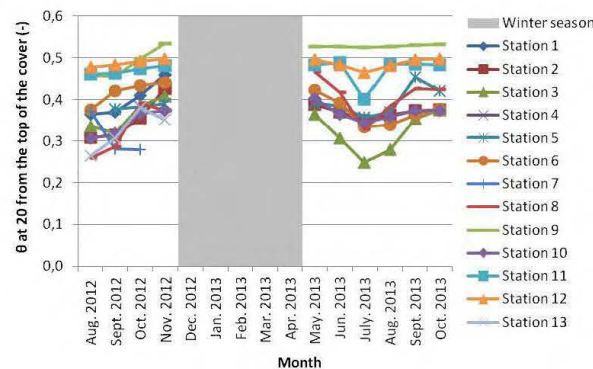


Figure C.5 Monthly averages of the volumetric water content measured 20 cm from the top of the cover at each station, from August 2012 to November 2013

The volumetric water contents (VWC) measured 20 cm from the top of the cover shown in Figure C.5 are different from one station to the other. Some locations seem to be more affected by the top boundary conditions. During the wetter period, VWC usually vary between 0.40 and 0.50 while during the dryer months, measured values can vary between 0.25 and 0.5. As the thickness of the cover and evapotranspiration conditions can be different from one station to another, it was expected that the VWC could also vary on the site.

Matric suctions measured 20 cm above the base of the cover are not presented here because they remained near zero all year long. This result is consistent with the volumetric water contents at this elevation (see Figure C.4), which indicates that the cover is nearly saturated.

The monthly averages of suction measurements at 20 from the top of the cover are shown in Figure C.6. These values reflect the trend of the volumetric water contents, with higher suctions corresponding to lower volumetric water contents. It can also be seen that the suction values are relatively stable during humid months while they tend to increase during the summer until a peak is reached in July. This peak value is

above 20 kPa for stations 2, 3, 11, and 12, approaching or exceeding the air entry value of the Goldex tailings (Ethier et al. 2013).

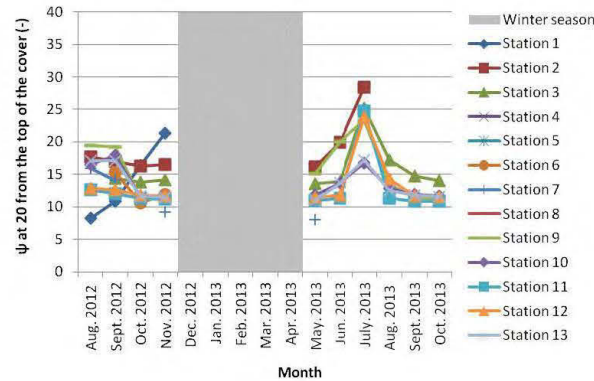


Figure C.6 Monthly averages of the suction measured 20 cm from the top of the cover at each station, from August 2012 to November 2013

C.5.3 Gaseous oxygen pore concentration

Oxygen concentration in the pore gas phase was also measured. In the following, results from stations 1, 2, 4, and 5 are presented, as these are considered representative of the entire site. The gaseous oxygen concentrations recorded at 0.25, 0.5, 0.75, and 1.0 m under the surface of the cover at different times are presented in Figure C.7. It is not always possible to extract pore gas due to the high degree of saturation in the cover material. No results are available from the October tests. Only results from the highest gas tip are available at station 5 for the August 2012 and June 2013 tests (7 and 3%). For depths between 0.25 and 0.5 m, the measured oxygen concentrations vary from 17 to 19% at station 2, from 4 to 18% at station 1, and from 1 to 14% at station 4. From 0.75 to 1.00 m, these vary from 2 to 18% at station 2, 0.1 to 13% at station 1, and 0.1% at station 4. It can also be observed that the oxygen concentrations vary significantly over time and location. Nonetheless, the concentrations always decrease with depth. This concentration gradient creates the driving force for downward oxygen migration by diffusion.

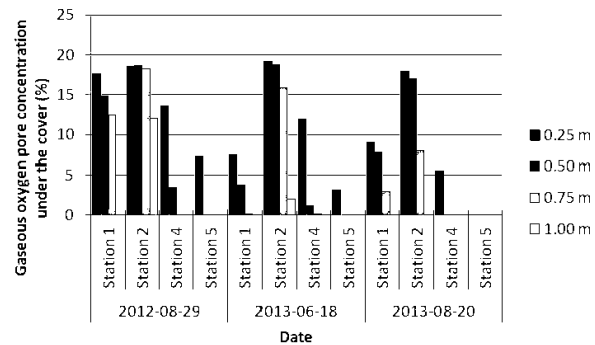


Figure C.7 Gaseous oxygen concentrations in the pore gas of the reactive tailings at depth of 0.25, 0.50, 0.75, and 1.00 m below the cover, for stations 1, 2, 4, and 5

C.5.4 Modified oxygen consumption tests

The MOC tests have been conducted to assess oxygen flux reaching the reactive Manitou tailings. The oxygen concentrations were measured at the top of the cylinder inserted in the cover. The measurements were performed for a duration varying from almost 5 days to more than 8 days. The decrease in oxygen concentrations measured by sensors are shown in Figure C.8 for the MOC tests performed in June, August, and October 2013 at stations 1 and 2. The various curves must be compared with caution however, as different conditions apply. These can be compared for different dates at the same station, but not from one station to another as the gas volume in the air chamber may vary between stations.

The results indicate that the oxygen consumption rate is higher in June (respectively 1.6 and 3.4% O₂ for stations 1 and 2) and lower in October (respectively 0.4 and 0.8%). The observed sequence for the most to the least reactive months, i.e. June>August>October, is consistent with the hydrogeological behaviour of the system. Usually, a lower water table level leads to a lower degree of saturation in the cover (see Figure C.4), a higher effective diffusion coefficient, a greater flux of oxygen reaching the reactive tailings, and thus a higher oxygen consumption rate.

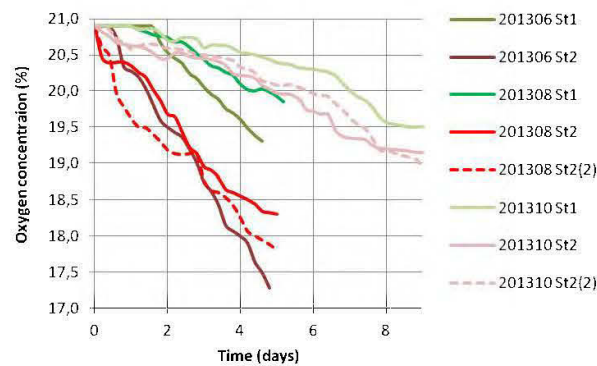


Figure C.8 Decrease in oxygen concentration measured in the head reservoir for MOC tests performed in June, August, and October 2013 at stations 1 and 2

C.6 Numerical modelling to estimate the value of coefficient K_r

Simulations of water and gas movement were performed to assess the reaction rate coefficient (K_r) for the Manitou and Goldex tailings. This parameter is required to calculate the oxygen flux through the cover. The simulations were performed with Vadose/W (Geo-Slope International 2010), a finite element software that can be used to simulate water, heat, and gas transport in saturated and unsaturated media. The code takes into account the hydraulic and thermal characteristics of the materials, and incorporates the effect of climatic conditions. Vadose/W solves Richards equation to define water movement, and solves Fick's first and (modified) second laws to model oxygen diffusion and consumption. A single effective reaction rate coefficient K_r is used to define the reactivity of each material (Mbonimpa et al. 2011). Simulations are used here to back calculate the value of K_r using two different sets of results: the oxygen pore concentration measurements and the MOC tests results. The following describes the procedures for simulating results obtained at station 2 in June 2013; this station is considered a typical case for a relatively low water table level (0.12 m below the cover surface), with high gaseous oxygen concentrations in the cover and significant oxygen decrease measured in the MOC tests.

C.6.1 Model description

The model is defined as a column (0.15 m in diameter) with 1 m of reactive tailings over which the cover was placed. Figure C.9 shows the station 2 case with a cover thickness of 1.3 m and a top air chamber (see section C.5.3) with a height of 0.0454 m. The model is divided into 44 rectangular elements having a smaller thickness near the interface and the surface. The mesh for the Manitou tailings includes 12 elements, of which 3 are located above the water table. The top 3 cm of the cover are represented by 10 elements to ensure a good convergence and precision near the surface boundary, while the remainder is divided into 20 elements. In addition, 2 elements represent the air chamber. A summary of the model description and of the simulation input parameters is presented in Table C.1.

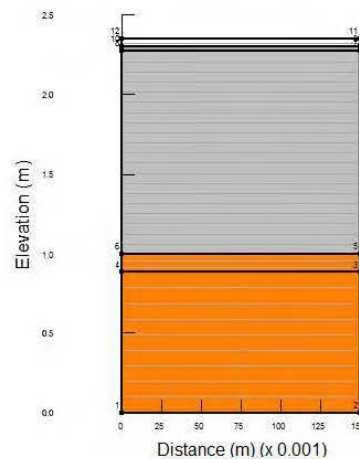


Figure C.9 VADOSE/W model for simulation of station 2

Water retention curves, permeability functions and values of K_r have been defined for the Goldex and Manitou tailings using initial values based on previous laboratory and modeling results (unpublished data; Gosselin 2007; Pabst 2011), and then calibrated from field data. The saturated hydraulic conductivity is set at 10^{-5} cm/s for the Manitou tailings and $6 \cdot 10^{-4}$ cm/s for the Goldex tailings. The water retention curves are obtained using the van Genuchten equation (for Goldex tailings, $\alpha_v = 0.600 \text{ m}^{-1}$,

$n_v=1.162$ and $\theta_{sat}=0.48$; for Manitou tailings, $\alpha_v=0.108 \text{ m}^{-1}$, $n_v=2.518$ and $\theta_{sat}=0.50$; with exponent $m_v=1-1/n_v$. Permeability functions are estimated using the Mualem-van Genuchten method (Van Genuchten 1980).

Table C.1 Input parameters for the VADOSE/W simulations

Inputs for the different simulations	
Simulation duration	Section C.5.2: 20 days Section C.5.3: 5 days
Time step	Section C.5.2: 24 h Section C.5.3: 3 h
Number of elements	Manitou tailings: 12 Cover: 30 Air chamber: 2
Number of nodes	118
Thickness	Manitou tailings: 1 m Goldex tailings: 1.3 m Air chamber: 0.0454 m
Saturated hydraulic conductivity	Manitou tailings: 10^{-5} cm/s Goldex tailings: $6 \cdot 10^{-4} \text{ cm/s}$
Water retention curves; van Genuchten (1980) eq. parameters	Manitou tailings: $\alpha_v=0.108 \text{ m}^{-1}$, $n_v=2.518$ and $\theta_{sat} = n = 0.50$ Goldex tailings : $\alpha_v=0.600 \text{ m}^{-1}$, $n_v=1.162$ and $\theta_{sat} = n = 0.48$

C.6.2 Value of coefficient K_r based on oxygen concentration measurements

A first type of analysis was performed by simulating the natural oxygen transport and consumption in the tailings. Measured values of the volumetric water content, suction, and oxygen concentrations in the gas phase are used in this simulation. A transient analysis was run for 20 days using 1 day time steps and adaptive time stepping for better convergence and accuracy.

The upper boundary conditions are defined with the atmospheric oxygen concentration (280 g/m^3) in the air and the climate data from the nearby weather station (Val D'Or, Quebec, Canada). The lower boundary condition is the water table level set for this particular case at 0.12 m below the base of the cover. The initial

conditions for the simulation are the measured pore oxygen concentration in the cover and a null oxygen concentration in the Manitou tailings. A temperature profile from 6.31°C at the water table level (measured in the field) to 20°C at the surface (from meteorological data) is imposed. The specific effective reaction rate coefficient K_r is then adjusted for each material in VADOSE/W to fit the observed oxygen concentration profile in the simulation at equilibrium.

Field results of the gas oxygen pore concentrations are compared to the initial and the final profiles in Figure C.10. To obtain such results, the calibrated K_r value is $2 \cdot 10^{-8} \text{ s}^{-1}$ for the Goldex tailings. Modifications of the K_r value for the Manitou tailings do not change significantly the results because this material was almost fully saturated with water; therefore coefficient K_r was set at $2.0 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ as in previous studies (Pabst 2011).

The hydraulic behaviour of the simulation is also similar to the one measured (results not shown here).

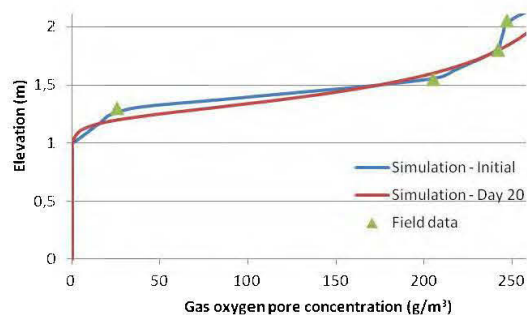


Figure C.10 Measured gaseous oxygen concentrations vs initial and simulated profiles at station 2, on June 18, 2013

C.6.3 Value of coefficient K_r based on MOC tests

A MOC test was simulated using the end results described above (Figure C.10) as a starting condition. A volume of air (0.0454 m height) with initial oxygen concentration of 280 g/m^3 and a null oxygen flux boundary condition on top of it are set to simulate the air chamber created by the cylinder and the top cap. The simulation was run for 5 days with a time step of 3 hours.

The materials effective reaction rate coefficients are adjusted for both materials to fit the decrease of oxygen concentration measured by the sensor during the test. The comparison of the best fit is presented in Figure C.11. As is the case for the previous technique (Section C.5.2), it is observed that there is a very limited influence of the Manitou tailings K_r value on the simulation result. The K_r value for the Goldex tailings is adjusted to $8.0 \cdot 10^{-8} \text{ s}^{-1}$ to fit the test results; this value is relatively close (i.e. same order of magnitude) as the one obtained in section C.5.2.

C.6.4 Comparison between the two approaches

In the simulations presented above for the two types of measurements, modifications of K_r for the Manitou tailings do not change significantly the results. The initial K_r value of the Goldex tailings is $8.4 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ based on an estimate obtained from the Collin (1987) equation (as applied by Mbonimpa et al. 2003). The simulations results lead to a value of $2.0 \cdot 10^{-8} \text{ s}^{-1}$ to match the measured gaseous oxygen concentrations in the cover (Figure C.10) in June 2013. For the June MOC tests results, the value of K_r that gives a good match between modelling results and measurements is a little bit higher at $8.0 \cdot 10^{-8} \text{ s}^{-1}$.

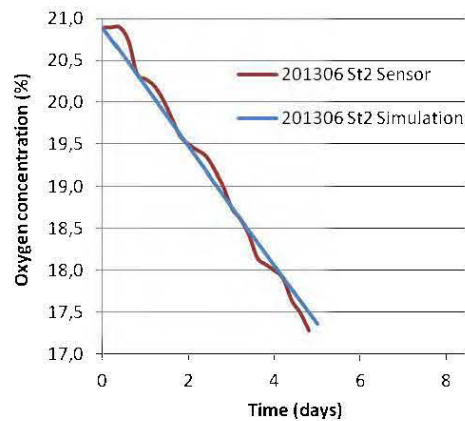


Figure C.11 Decrease of gaseous oxygen concentration at the top of the air chamber for the June 2013 MOC test at station 2: comparison between the sensor measurements and simulation results

The K_r values, which can vary by orders of magnitude for different tailings (depending on their sulphide content), are essential inputs to simulate oxygen migration through the cover material placed over the highly reactive Manitou tailings. Additional numerical simulations are underway to further evaluate the oxygen flux that enters the Goldex tailings at the surface, the flux consumed by these weakly reactive Goldex tailings and that is consumed by the Manitou tailings below the cover, for the different monitoring stations, at different periods of the year. The ultimate goal is to evaluate if the reclamation scenario applied at the Manitou TSF2 is efficient to control sulphide oxidation and AMD generation.

C.7 Conclusion

This paper presents the main results obtained from the 2012-2013 field campaign on the TSF2 of the Manitou abandoned mine site. This work aims at evaluating the efficiency of the reclamation technique implemented at the site which consists of placing a monolayer cover made of non acid-generating tailings combined with an Elevated Water Table to control AMD generation from the reactive Manitou tailings.

The methodological approach used is based on hydrogeological and geochemical monitoring of key parameters, which can be used to assess the global environmental behaviour of the reclaimed TSF.

The results showed a seasonal variation of the volumetric water contents and suctions near the top of the cover while both parameters values are nearly constant at the base of the cover. The water table levels varied the same way and their monthly averages were sometimes, for some stations, lower than the cover-Manitou tailings interface. Vertical gaseous oxygen gradients indicated the presence of a downward flux and oxygen consumptions were measured with the MOC tests.

A preliminary simulation of water and gas movement was performed using results obtained in June 2013 at station 2. The modeling results have been used to back calculate the effective reaction rate coefficient of the two materials (Manitou and Goldex tailings). Other simulations will be performed to evaluate oxygen fluxes at different locations on the site and at different periods of the year, using in-situ measurements to validate the numerical models. A 3D hydrogeological model of the TSF2 would also be helpful to understand and predict the behaviour of the cover and the performance of the reclamation approach applied at the Manitou TSF2. Finally, as mentioned in the introduction, a good oxygen barrier performance does not necessarily mean that the reclamation strategy is completely stopping the production of AMD. Indeed, the indirect oxidation reactions could continue even without atmospheric oxygen. This aspect will have to be investigated further for this case study since pore water is already contaminated by AMD.

C.8 Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the contribution of the Ministry of Energy and Natural Resources (MERN) of Québec and the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT- Polytechnique; www.rime-irme.ca) for the funding

of this project. Our acknowledgements also go to NSERC for the Alexander Graham Bell Canada Scholarship and the FRQNT for the B2 Scholarship given to the first author.

C.9 References

Aubertin, M., and Bussière, B. 1991. Étude préliminaire - Évaluation des barrières sèches construites à partir des résidus miniers alcalins (avec addendum). Rapport CDT, 44 p.

Aubertin, M., Bussière, B., and Bernier, L. 2002. Environnement et gestion des résidus miniers, Manuel sur cédérom, Presses internationales Polytechnique, Montreal.

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., and Bernier, L. 1999. A study of dry covers constructed from mine tailings, Phase II: In situ tests). Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 2.22.2c, CANMET Secretariat, Ottawa, Ont, 395 p.

Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 1990. Rapport – Parc à résidus miniers Manitou-Barvue, Projet CDT P1537.

Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.-F., and Tremblay, L. 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport NEDEM/MEND Report 2.22.2a.

Bernier, L.R. 1997. Caractérisation minéralogique et potentiel d'acidité du résidu minier Manitou, Val d'Or. Rapport Géoberex Recherche.

Bussière, B. 2009. Acid mine drainage from abandoned mine sites : problematic and reclamation approaches. International Symposium on Geoenvironmental Engineering, ISGE2009, Advances in Environmental Geotechnics, Hangzhou, China, 111-125.

Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G.J., Potvin, R., and Benzaazoua, M. 2005. Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées. Symposium 2005 sur l'environnement et les mines, Cédérom, Rouyn-Noranda.

Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., Rousselle, M., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 2011. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport final PU-2008-03-371. Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 81 p.

Collin, M. 1987. Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Licenciate Treatise, Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Suède.

Dagenais, A.M., Mbonimpa, M., Bussière, B., and Aubertin, M. 2012. A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems. *Geotechnical Testing Journal*, 35(1): GTJ103621.

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., and Blier, A. 2008. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 21(4): 317-329.

Demers, I., Bussière, B., Rousselle, M., Aubertin, M., Pabst, T., and Lacroix, R. 2013. Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou site using Goldex tailings. 23rd World Mining Congress, Montreal, Canada.

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., and Lacroix, R. 2013. In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a

monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results. 66th Canadian Geotechnical Conference & 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Montréal, Canada.

Geo-Slope International. 2010. Vadose Zone Modeling with VADOSE/W 2007. Fourth Edition, 344 p.

Gosselin, M. 2007. Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 216 p.

Hamdi, J. 2011. Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisations numériques pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA. Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada.

Journeaux Bédard & Assoc. Inc. 2004. Étude de pré faisabilité, Plan de remplissage du site Norebec-Manitou, Projet Goldex (S-04-1518), Dorval, 35 p.

Journeaux Bédard & Assoc. Inc. 2005. Rapport S-04-1619 - Evaluation comparative, niveau de pré faisabilité, méthodes de restauration alternatives - Site minier Norebec-Manitou.

Journeaux Bédard & Assoc. Inc. 2007. Rapport S-04-1851 – Rapport de conception – Parc minier Manitou – Projet Goldex-Manitou, Val d'Or, Québec.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., and Bussière, B. 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. Canadian Geotechnical Journal, 40(5): 916-932.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., and Bussière, B. 2011. Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: Interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal*, (48): 878-890.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.-M., Bussière, B., Julien, M., and Kissiova, M. 2002. Interpretation of Field Tests to Determine the Oxygen Diffusion and Reaction Rate Coefficients of Tailings and Soil Covers. 55th Canadian Geotechnical, Niagara Falls, Ontario, 147-154.

MEND. 2001. Manual report 5.4.2. Volume 1: Summary, Volume 2: Sampling and Analysis, Volume 3: Prediction, Volume 4: Prevention and Control, Volume 5: Treatment, Volume 6: Monitoring. Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET), Ottawa, Canada.

MEND. 2004. Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rocks and tailings. MEND Report 2.21.4.

Orava, D.A., Tremblay, G.A., Tibble, A., and Nicholson, R. 1997. Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts. 4th ICARD, Vancouver, Canada, 3:973-983.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J.W., Bussière, B., and Zagury, G.J. 2010. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, and Soil Pollution*, 213(1-4): 437-458.

Pabst, T. 2011. Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 582 p.

SENES. 1996. Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 2.17.1. Canmet, Ottawa, Canada.

Tassé, N., and Germain, D. 1999. Le parc à résidus miniers Manitou et ses épandages - Caractérisation et options de restauration. Rapport INRS-Géoresources.

Tassé, N., and Germain, D. 2003. Site minier Manitou - Caractérisation du milieu et des processus en vue d'une restauration. Rapport INRS-Eau, Terre et Environnement.

Van Genuchten, M.T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, 44(5): 892-898.

ANNEXE D

ARTICLE DE CONFÉRENCE : A 3D NUMERICAL MODEL TO ASSESS THE
PERFORMANCE OF THE RECLAMATION MEASURES FOR AN
ABANDONED MINE SITE

Marie-Pier Ethier, Bruno Bussière, Michel Aubertin, Stefan Broda

Based on paper presented in Proceedings of the Annual Conference of the
International Mine Water Association (IMWA), Leipzig, Germany, July 11-15, 2016

D.1 Abstract

Acid mine drainage (AMD) production by mine tailings can be mitigated with a monolayer cover and an elevated water table. This reclamation technique, which aims at using water saturation to limit the diffusion of oxygen, was implemented at the tailings storage facility 2 (TSF 2) of the Manitou abandoned mine site (Québec, Canada). It was observed through physical modeling of this reclamation technique with the Manitou tailings that a key criterion to stop AMD production is the water table level. A hydrogeological numerical model of the site was built to complement laboratory and field data and assess the reclamation performance according to different scenarios. This paper presents the setup and calibration of the 3D model of the Manitou TSF 2 site. Data was gathered from the 38 ha TSF through geophysical, geospatial, and drilling monitoring. A 3D hydrogeological model was built to perform simulations with a numerical variably-saturated groundwater flow model. The steady-state calibration and determination of the main parameters was achieved by comparing the hydraulic heads to average field measurements. A three year transient state analysis is presented here and compared to hydraulic heads measured at 13 field stations. The results are consistent with the field measurements.

Key words: Acid mine drainage, hydrogeological modeling, abandoned mine site, elevated water table, monolayer cover

D.2 Introduction

Mine tailings sometimes contain sulphide minerals that can oxidize in the presence of oxygen and water, and produce acid mine drainage (AMD). The AMD production may last hundreds to thousands of years in situ and can be very harmful to the environment.

An effective and economical technique to limit AMD production from tailings, notably under humid climatic conditions, is the implementation of an elevated water table (EWT) with a monolayer cover (SENES, 1996; Aubertin et al., 1999). This method consists of raising or maintaining the water table to an elevated position that will allow the reactive tailings to stay at a high degree of saturation, preventing sulphide oxidation because of the low solubility and low effective diffusion coefficient of oxygen in (nearly) saturated porous media. This reclamation technique has been investigated in the laboratory and numerical models (Dagenais, 2005; Ouangrawa, 2007; Demers et al., 2008; Ouangrawa et al., 2010; Pabst, 2011), but little field work has been conducted to assess the performance of this method.

In the last 25 years, the Manitou site has been studied extensively in order to find a viable and cost-effective reclamation technique that would stop the production of AMD (Aachib, 1997; Aubertin et al., 1999; Molson et al., 2008; Demers et al., 2009; Bussière et al., 2011; Émond et al., 2011; Demers et al., 2013; Pabst et al., 2014). Laboratory column tests were part of a recent experimental program to evaluate different reclamation scenarios. Their interpretation indicated that a water table located close to the surface of the Manitou tailings can progressively improve effluent quality (Pabst, 2011; Demers et al., 2013; Pabst et al., 2014). A field investigation was undertaken at the Manitou tailings storage facility 2 (TSF 2) abandoned mine site to evaluate the performance of the EWT reclamation technique (Ethier et al., 2013); the preliminary results are generally positive (Ethier et al., 2014).

One limitation of field monitoring is that it can only be performed on an implemented design under the prevailing climatic conditions at a site and over a tested period. In order to assess the TSF 2 cover's performance over a broader range of potential conditions, it is important to investigate the influence of factors, such as cover thickness, material properties, and changes in climatic variables, that cannot necessarily be directly evaluated through field monitoring. A numerical model simulating the hydrogeological behavior of the Manitou TSF 2 was developed for this purpose. This paper presents the site description, field monitoring data, numerical model setup and calibrations performed to evaluate the hydrogeological behavior of the Manitou TSF 2 reclamation scenario.

D.3 Site description and field monitoring data

Zinc and copper were produced at the Manitou mine between 1942 and 1979. During the operation, nearly 11 million tons of acid-generating tailings were deposited in poorly-confined ponds that cover up to 191 ha. The AMD generated over several decades has had a severe impact on the surrounding environment. TSF 2 is a 38 ha spilling area at the Manitou site. The technique selected to reclaim TSF 2 is an elevated water table with a monolayer cover made of tailings from the nearby Goldex mine. The deposition of Goldex tailings on TSF 2 was carried out in 2009; the fine-grained Goldex tailings are non acid-generating and slightly alkaline, and their thickness varies from 1.2 to 2.1 m.

A map of TSF 2 is shown in Fig. D.1. The surface elevation of the cover decreases from 327.5 to 321.7 meters above sea level (masl) in the east-west direction. Thirteen observation stations were installed within the TSF 2. At these stations, from August 2012 to August 2015, groundwater levels were measured at six hour intervals using Mini-Diver pressure sensors (Schlumberger Inc.) in wellpoints. Volumetric water content and suction were also monitored at two different depths in the cover; i.e., at

20 cm from the top and 20 cm from the base of the cover (see Ethier et al., 2014 for details).

Specific information on the site geology and material properties was gathered through trenches, drillings, geospatial data, and results from previous studies (Bussière et al., 2011; Pabst, 2011). Twelve drill holes going 4 to 16 m deep were created throughout the TSF. In addition, 13 trenches were dug to gain more information on the cover's characteristics. The topography was determined from a survey conducted in the summer of 2012. A geophysical study was performed using electrical resistivity imaging (ERI) to gather complementary information on the in situ conditions. The electrical resistivity of soils depends upon effective porosity, degree of saturation, and resistivity of the water (Lesmes and Friedman, 2005). Such measurements give a more global picture (instead of a local view) of the site conditions including water distribution in the different strata, without disturbance. The geophysical data were collected using a Lund Imaging SAS4000 (ABEM Instrument) with dipole–dipole and Wenner protocols, using 5 m as the electrode spacing. Two pseudo-sections (i.e., 2D areas under the apparatus and where resistivity is measured) were analyzed (see Fig. D.1) and the results allowed for differentiation between the bedrock, till, and clayey soils. More information on these tests results can be found in Ethier (2016). A 3D geological model was developed with GOCAD using the available information on the non-reactive Goldex tailings, Manitou tailings, and underground soil structure.

Precipitation data were retrieved from the Val D'Or meteorological station (Environment Canada, 2015). The average yearly precipitation amounts to 914 mm; the yearly potential evaporation is 490 mm; the average minimum and maximum daily temperatures are -17°C (in January) and 17°C (in July) respectively.

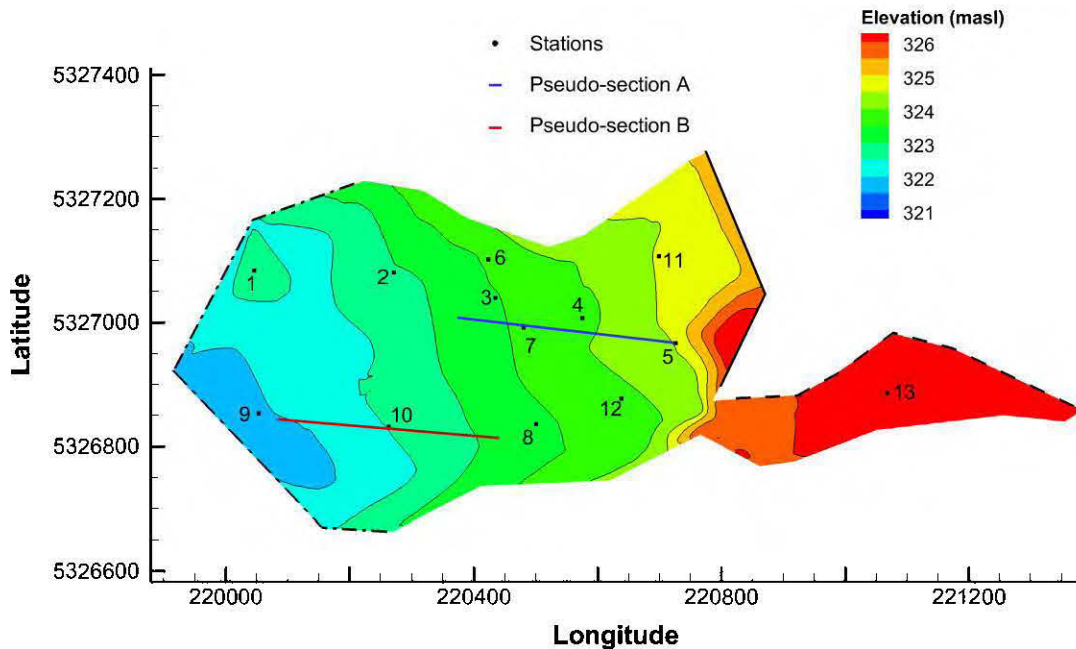


Figure D.1 Model configuration of the Manitou TSF 2 site, with the 13 measurement stations, the pseudo-sections for the geophysical surveys and the boundary conditions at 319 masl (dash-dotted line), 322.5 masl (thick plain line), and 323.5 m (dashed line).

D.4 Model construction

The simulation of the water table position over time was conducted using the HydroGeoSphere code, a fully-integrated 3D finite element subsurface and surface flow and transport model based on Richard's equation to represent variably-saturated groundwater flow (Therrien and Sudicky, 1996; Therrien et al., 2010). This code was also used in previous studies to simulate unsaturated water flow within tailings (e.g. Carrera-Hernández et al., 2012; Broda et al., 2014; Ben Abdelghani et al., 2015). The finite element numerical x- and y- plan of the domain was discretized into 5 m wide elements. The total area is 44 ha. Vertically, the domain was made of 11 layers which

gradually increased in thickness from 0.1 m at the soil-atmosphere interface to 3.33 m at the base of the model. The base of the model is at 305 masl, and the maximum elevation at the surface is 327.5 masl. This resulted in a mesh with 30 489 nodes and 60 227 prismatic elements. As illustrated in Fig. D.2, the domain contains layers of rock, till, and clay soil below the Manitou tailings and the Goldex tailings cover layers.

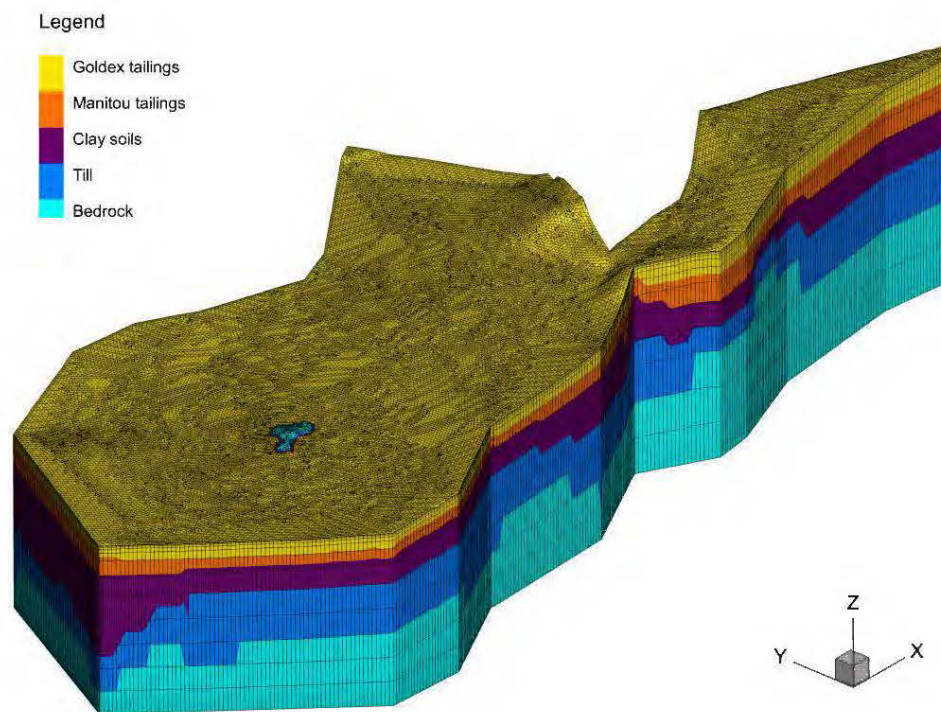


Figure D.2 Model configuration of the Manitou TSF 2 site constructed with HydroGeoSphere.

D.5 Steady-state calibration

A calibration was performed under (pseudo) steady-state conditions, using the correspondence between simulated heads and average measured heads at each station.

A recharge of 262 mm/year, which is approximately 30% of the mean annual precipitations, was applied. This ratio for recharge-precipitation is typical for tailings in this region and was used in other studies (Nastev and Aubertin, 2000; Leblanc, 2010; Broda et al., 2014).

As topographic slope is oriented East-West, flow is expected to mainly occur in this direction; domain boundaries in the North and South were defined impervious. Dirichlet type (fixed head) boundary conditions were set to an elevation of 319 masl in the West of the site, 322.5 m in the East of the site and 323.5 m at the North edge of station 13.

The calibrated parameters are listed in Table D.1. These include, for each material, the saturated hydraulic conductivities (K) and porosities (n). Parameters α and β , which are related to the AEV and shape of the WRC respectively, were calibrated only for the Manitou and Goldex tailings. The rock, till, clay soils, and Goldex tailings were considered to be homogeneous and isotropic throughout the domain. Manitou tailings were considered anisotropic with a horizontal/vertical hydraulic saturated conductivity ratio (K_h/K_v) of 10, based on typical values for tailings impoundments (Vick, 1990; L'Écuyer et al., 1992). The calibrated values agree with previous studies (Gosselin, 2007; Demers et al., 2013; Pabst et al., 2014) and with typical properties of the corresponding soils (Chapuis and Aubertin, 2003). The unsaturated properties of the two tailings were defined with the van Genuchten (1980) model and the corresponding water retention curves are displayed in Fig. D.3a. The air entry values of the Manitou and Goldex tailings are 2.2 m and 3.0 m of water respectively. Since the foundation layers (rock, till, clay soils) remain saturated for most of the domain, their respective water retention characteristics were not explicitly defined, thus the default values of HydroGeoSphere were used.

Table D.1 Calibrated values for the horizontal hydraulic conductivity (K_h) and porosity (n) of each material; α and β van Genuchten WRC fitting parameters and air entry values (AEV) for Goldex and Manitou tailings.

Material	K_h (m/s)	n [-]	α [m ⁻¹]	β [-]	AEV [m]
Rock	2.E-06	0.02	3.5237*	3.1768*	0.16*
Till	8.E-05	0.32	3.5237*	3.1768*	0.16*
Clay soils	8.E-08	0.50	3.5237*	3.1768*	0.16*
Manitou tailings	2.E-06	0.46	0.188	1.89	2.2
Goldex tailings	7.E-07	0.42	0.15	1.87	3.0

*Default values of the code (not calibrated)

The model was calibrated in (pseudo) steady-state using the measured hydraulic head averages of 2012-2014 (see Fig. D.3b). The line in Fig. D.3b represents equality between modeled and observed results. The dispersion of the data can be attributed in part to the local seasonal variations of the hydraulic heads. The results are acceptable, with a root mean square error (RMSE) of 0.561 m for the head and an R^2 of 0.84.

D.6 Transient state predictions

A transient state simulation was performed to demonstrate the ability of the numerical model to predict the hydrogeological behavior of the Manitou TSF 2. Hydraulic heads from September 2012 to July 2015 were reproduced. Boundary conditions and material properties selected from the steady-state calibration were applied to the transient analysis.

The day-degree snowmelt method was integrated into the simulation to model the dryer winter season during which solid precipitation (i.e., snow) occurs, and the spring snowmelt with a larger water supply. The degree-day method is a temperature index approach that relates the total daily melt to the difference between the mean daily temperature and a reference (freezing) temperature (in this case, 0 °C); the corresponding equation for snowmelt, M , can be expressed as follow:

$$M = C_M (T_a - T_b) \quad [1]$$

where C_M is the degree-day coefficient (mm/degree-day C), T_a is the mean daily air temperature (°C) and T_b is the base temperature (°C). The coefficient C_M varies seasonally and with the location; for this study, a typical value of 2.74 mm/degree-day Celsius was used (United States Department of Agriculture, 2012).

A recharge equivalent to 15% of the precipitation was applied for the period from June to August, while 30% was applied to the rest of the year. The fit between the model and field data was generally good with these parameters, except for days with heavy rainfall or heavy snowmelt (> 20 mm/d). For these more extreme conditions, which occurred 28 days over the simulated three-year period, the daily recharge was reduced to 15% of precipitation instead of 30%, while recharge due to snowmelt was halved to better represent field results.

Simulation results were compared with hydraulic heads measured four times a day over a three-year period (September 2012 - August 2015). Results are presented in Fig. D.4 for four stations. For three stations (i.e., stations 3, 6, and 8 in Fig. D.4), the match between the simulated and measured hydraulic heads is quite good. Winter and summer decreases, as well as spring and fall hydraulic head increase, are well captured by the model. The effect of the fixed-head boundary can be observed at station 9, which is close to the limit of the model. The variations of simulated head were dampened at this station and do not well represent observations during the wet

period; nonetheless, the seasonal trends are quite well reproduced. The other stations were not affected by this condition so the fit is better and deemed satisfactory for additional numerical analyses with this model.

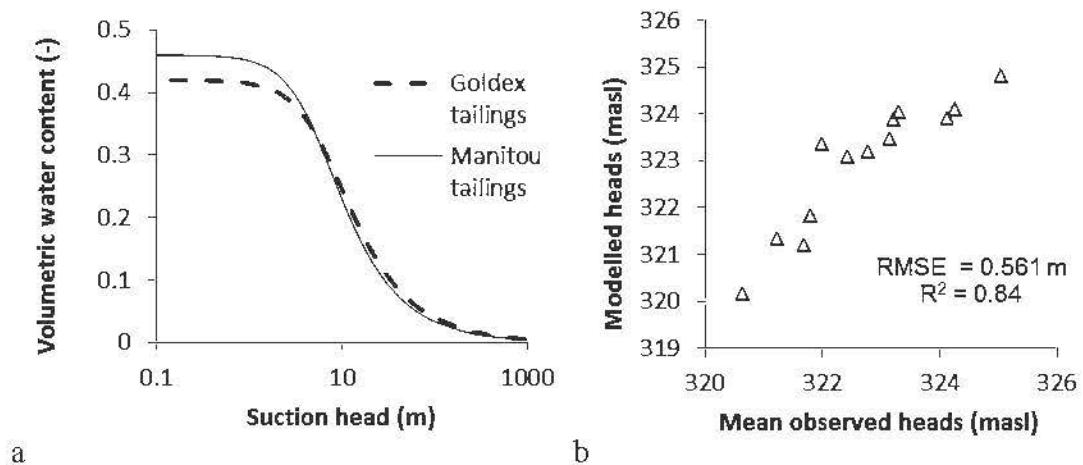


Figure D.3 a) Water retention curves defined by the van Genuchten (1980) equation for the Goldex tailings (dashed line) and the Manitou tailings (solid line). b) Modeled vs. observed hydraulic heads (triangles), root mean square errors (RMSE) and correlation coefficient R^2 .

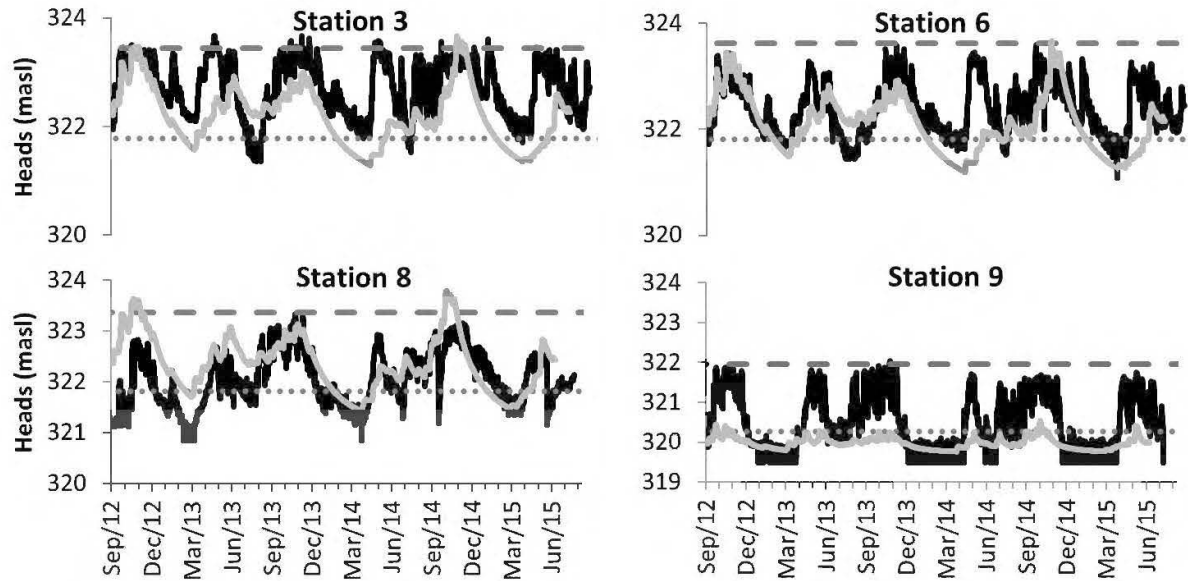


Figure D.4 Observed (black line) vs. simulated (grey line) piezometric heads and locations of Goldex/Manitou (dotted line) and Goldex/atmosphere (dashed line) interfaces at the observation wells 3, 6, 8, and 9 from September 1st, 2012, to August 31st, 2015.

D.7 Ongoing work

This article presents the construction and calibration of a 3D numerical model that is used to evaluate the response of the reclamation technique applied at the Manitou mine site; i.e., an EWT combined with a monolayer cover. As the water budget greatly influences the efficiency of reclamation by controlling contaminant production, this 3D model will subsequently be used to evaluate the influence of several parameters on the performance of the reclaimed TSF 2. For instance, simulation using the normal climatic data shows the natural evolution of the hydraulic heads on site. Additional simulations with recurrent dry spells will assess their potential impact on AMD production at the Manitou site. A sensitivity analysis will

also be performed to evaluate the model's response to changes in the main influence parameters.

D.8 Acknowledgements

This research was made possible through funding provided by the partners of the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT- Polytechnique; www.rime-irme.ca). Our acknowledgements also go to NSERC for the Alexander Graham Bell Canada Scholarship and the FRQNT for the B2 Scholarship given to the first author.

D.9 References

Aachib, M. (1997) Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. PhD thesis, Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 298 p.

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P. and Bernier, L. (1999) Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase II – Essais en place (A study of dry covers constructed from mine tailings, Phase II: In situ test). Mine Environment Neutral Drainage Report (NEDEM/MEND) 2.22.2c, CANMET Secretariat, Ottawa, Ont, 395 p.

Ben Abdelghani, F., Aubertin, M., Simon, R. and Therrien, R. (2015) Numerical simulations of water flow and contaminants transport near mining wastes disposed in a fractured rock mass. *International Journal of Mining Science and Technology* 25:37-45.

Broda, S., Aubertin, M., Blessent, D., Maqsoud, A. and Bussière, B. (2014) Simulating the variation of the phreatic surface level to assess reclamation techniques

for an acidic tailings impoundment - A field-scale study, 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Canada, 7 p.

Bussière, B., Maqoud, A., Demers, I., Rousselle, M., Aubertin, M. and Chapuis, R.P. (2011) Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport final PU-2008-03-371. Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 81 p.

Carrera-Hernández, J.J., Mendoza, C.A., Devito, K.J., Petrone, R.M. and Smerdon, B.D. (2012) Reclamation for aspen revegetation in the Athabasca oil sands: Understanding soil water dynamics through unsaturated flow modelling. *Canadian Journal of Soil Science* 92:103-116.

Chapuis, R.P. and Aubertin, M. (2003) On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal* 40:616-628.

Dagenais, A.-M. (2005) Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. PhD thesis, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 394 p.

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M. and Blier, A. (2008) Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering* 21:317-329.

Demers, I., Bussière, B., Maqoud, A., Aubertin, M. and Cyr, J. (2009) Rehabilitation of the Manitou tailings site using neutral tailings from Agnico-Eagle's Goldex mine, MEND Workshop.

Demers, I., Bussière, B., Rousselle, M., Aubertin, M., Pabst, T. and Lacroix, R. (2013) Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou site using Goldex tailings, 23rd World Mining Congress, Montreal, Canada, 12 p.

Émond, R., Roy, M., Cyr, J. and Dionne, J. (2011) Projet Manitou-Goldex: partenariat ministère des ressources naturelles et de la faune - mines Agnico-Eagle, Symposium 2011 Rouyn-Noranda : Mines and the Environment, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, pp. 377-387.

Environment Canada (2015) Climatic database for the Val D'Or station, Québec, Canada, www.climate.weather.gc.ca.

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsood, A., Demers, I. and Lacroix, R. (2013) In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results, 66th Canadian Geotechnical Conference & 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Montréal, Canada, 9 p.

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Demers, I., Maqsood, A., Dionne, J. and Roy, M. (2014) Results from a field investigation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina (Saskatchewan), Canada, 8 p.

Ethier, M.-P. (2016) Évaluation de la performance du système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration de parcs à résidus abandonnés. PhD thesis, Research Institute on Mines and the Environment (RIME), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Gosselin, M. (2007) Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Master

thesis, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 216 p.

L'Écuyer, M., Chapuis, R.P. and Aubertin, M. (1992) Propriétés hydro-géotechniques des résidus miniers de Solbec et Cupra, Québec, 45th Canadian Geotechnical Conference, Toronto, Ontario, pp. 79-71–79-11.

Leblanc, Y. (2010) Étude hydrogéologique. Site Manitou, Val D'Or. Richelieu Hydrogéologie Inc., Richelieu, 22 p.

Lesmes, D.P. and Friedman, S.P. (2005) Relationships between the electrical and hydrogeological properties of rocks and soils, in: Rubin, Y., Hubbard, S.S. (Eds.), Hydrogeophysics. Springer, Dordrecht, the Netherlands, pp. 87–128.

Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. and Benzaazoua, M. (2008) Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry* 23:1-24.

Nastev, M. and Aubertin, M. (2000) Hydrogeological modelling for the reclamation work at Lorraine site, Québec, 1st joint International Association of Hydrogeologists-Canadian National Chapter and Canadian Geotechnical Conference Groundwater Specialty Conference, Montreal, pp. 311-318.

Ouangrawa, M. (2007) Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydrogéochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés. PhD thesis, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 418 p.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J.W., Bussière, B. and Zagury, G.J. (2010) Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, and Soil Pollution* 213:437-458.

Pabst, T. (2011) Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. PhD thesis, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 582 p.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B. and Molson, J. (2014) Column Tests to Characterise the Hydrogeochemical Response of Pre-oxidised Acid-Generating Tailings with a Monolayer Cover. *Water, Air and Soil Pollution* 225:1-21.

SENES (1996) Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 2.17.1. Canmet, Ottawa, Canada.

Therrien, R. and Sudicky, E.A. (1996) Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 23:1-44.

Therrien, R., McLaren, R.G., Sudicky, E.A. and Panday, S.M. (2010) *Hydrogeosphere - A three-dimensional numerical model describing fully-integrated subsurface and surface flow and solute transport*. Université Laval and University of Waterloo, Canada, 457 p.

United States Department of Agriculture (2012) Chapter 11 : Snowmelt, National Engineering Handbook. Part 630 Hydrology, <http://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=17753.wba>.

van Genuchten, M.T. (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44:892-898.

Vick, S.G. (1990) *Planning, Design and Analysis of Tailings Dams*. BiTech Publishers Ltd., Vancouver, B.C.

ANNEXE E

RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES DES SIMULATIONS NUMÉRIQUES HYDROGÉOLOGIQUES

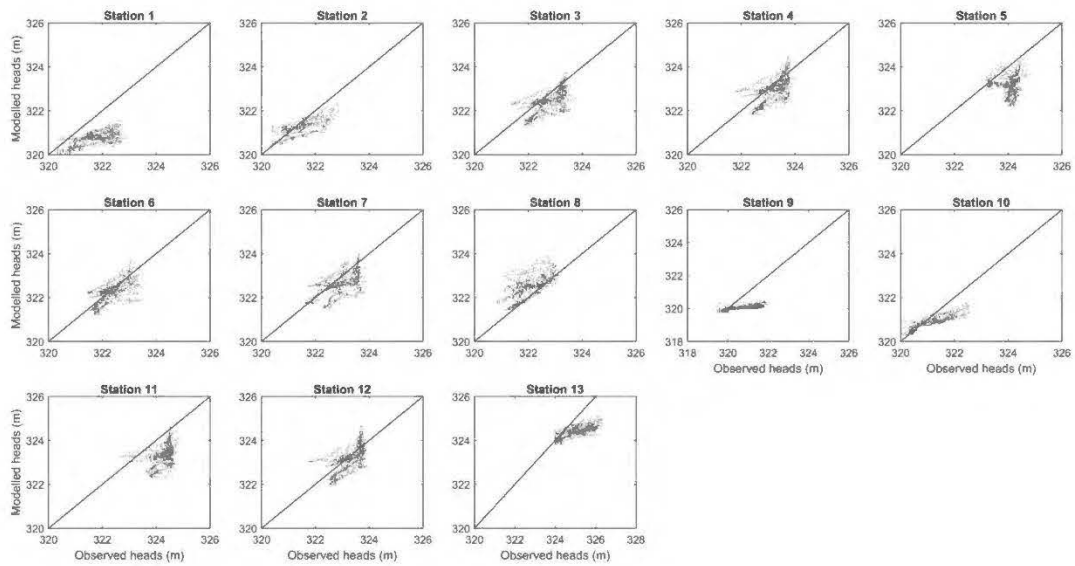


Figure E.1 Charges hydrauliques modélisées vs observées pour chaque station en régime transitoire

La ligne pleine indique l'égalité entre les deux variables. Les charges observées sont généralement similaires ou supérieures aux charges modélisées, à l'exception des résultats de la station 8.

ANNEXE F

RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES DES TRAVAUX TERRAIN

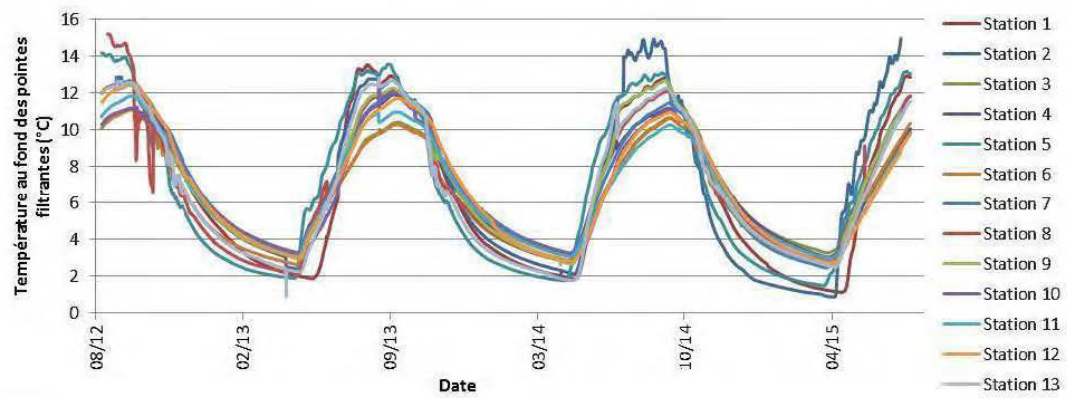


Figure F.1 Température au bas des pointes filtrantes

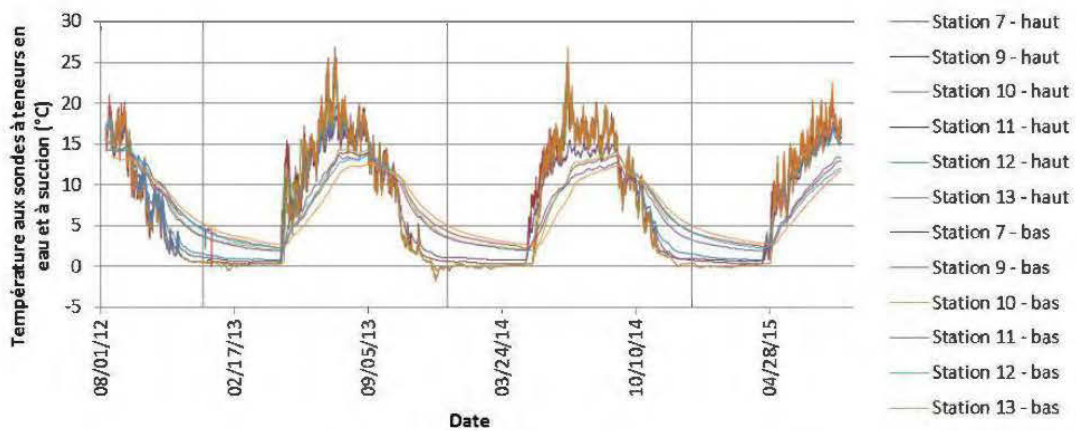
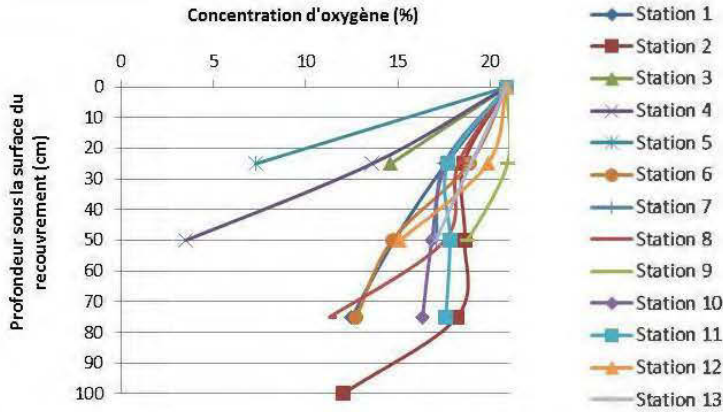
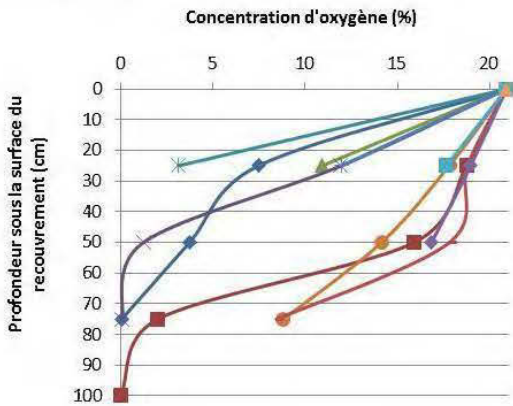


Figure F.2 Température à 20 cm du bas du recouvrement (bas) et à 20 cm du haut du recouvrement (haut) mesurées par les sondes à teneurs en eau EC-TM à la station 7 et les sondes à succion MPS-2 aux stations 9 à 13

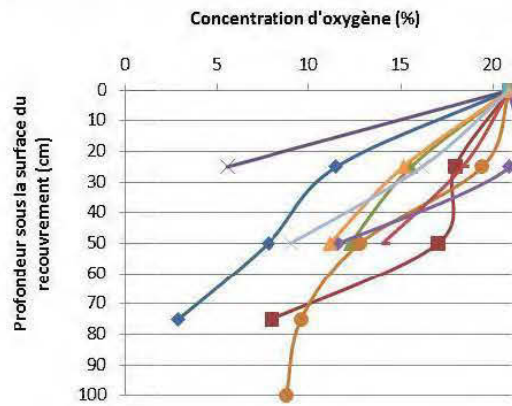
29/08/2012



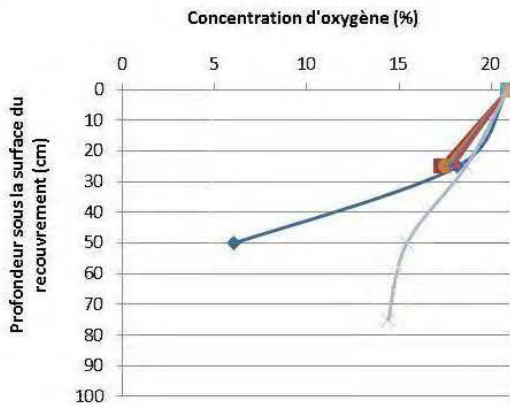
18/06/2013



20/08/2013



05/06/2015



13/08/2015

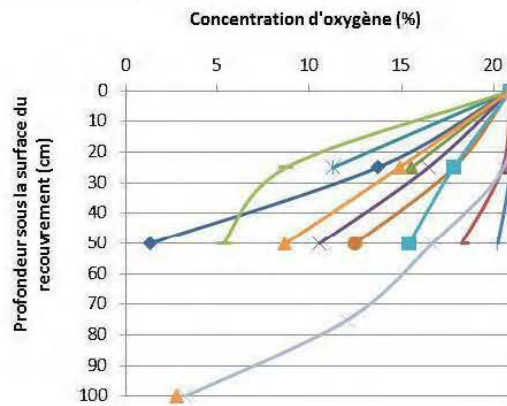
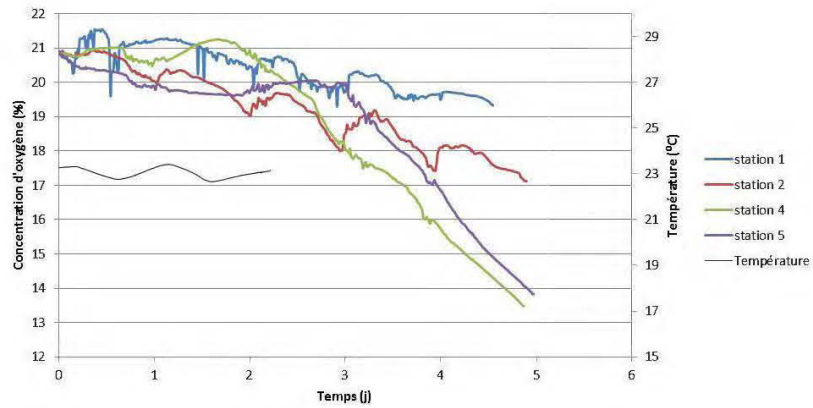
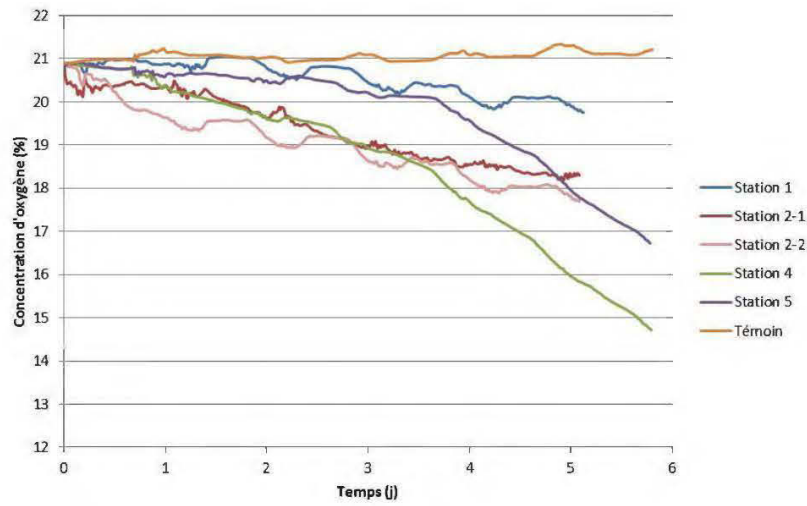


Figure F.3 Concentrations d'oxygène interstitiel gazeux dans le recouvrement

2013/06/11



2013/08/15



2013/10/17

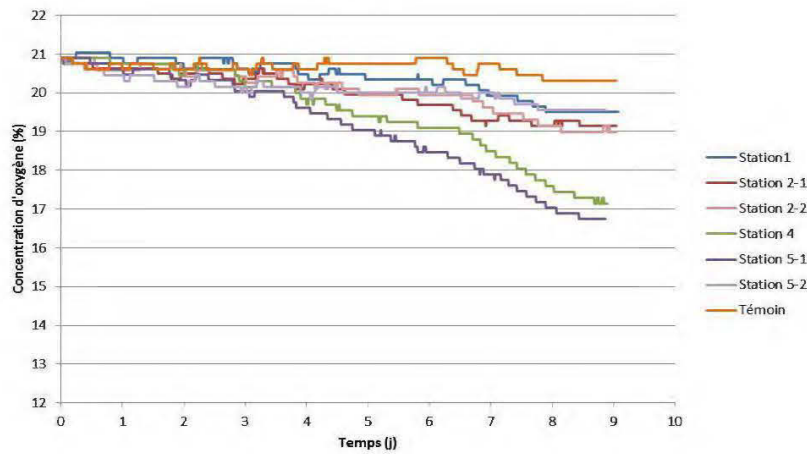
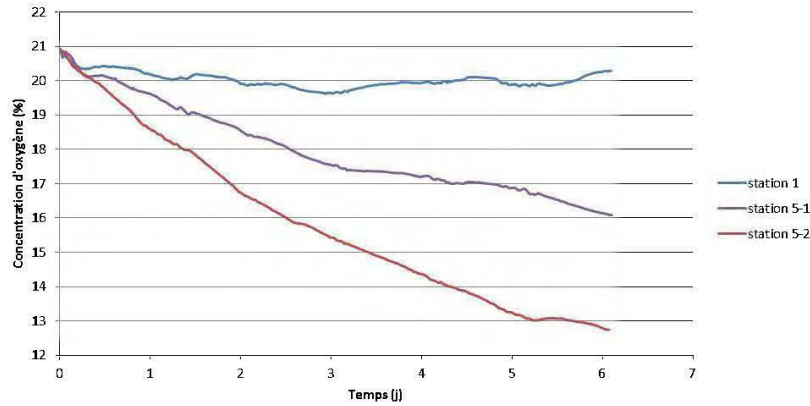


Figure F.4 Concentration d'oxygène lors des essais de consommation d'oxygène modifiés

2015/06/05



2015/08/12

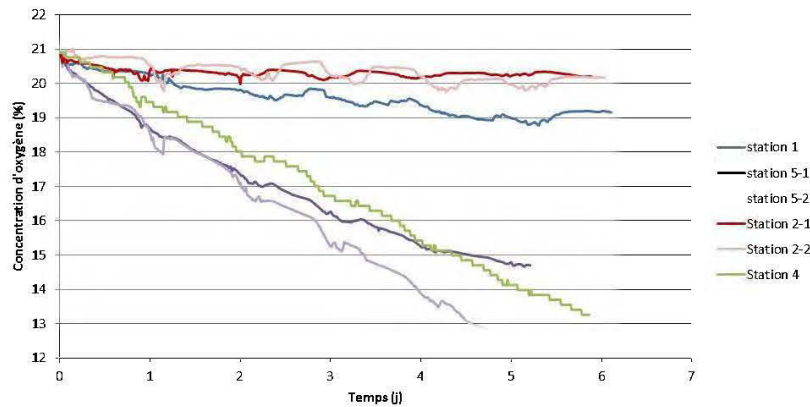


Figure F.4 (suite) Concentration d'oxygène lors des essais de consommation d'oxygène modifiés

*Les diminutions de la concentration d'oxygènes sont plus grandes aux stations 4 et 5. Le seul phénomène pouvant expliquer ceci est une consommation d'oxygène du dessus du recouvrement lié à la présence de matière organique préalable au test à ces stations. Aux stations 1 et 2, l'épaisseur du recouvrement est inférieure, les niveaux d'eau sont plus bas et les teneurs en eau sont inférieures. On se serait donc attendu à une plus grande consommation d'oxygène aux stations 1 et 2.

Avant les essais, la couche de surface aux stations 4 et 5 était retirée pour qu'il n'y ait plus de matière organique visible. Il aurait probablement été préférable d'enlever une couche superficielle encore plus grande.

Tableau F.1 Hauteurs et diamètres moyens des chambres d'air lors des essais de consommation d'oxygène modifiés

Date	Paramètre	St 1	St 2	St 2 (dup.)	St 4	St 5	St 5 (dup.)
2013/06 /11	Hauteur moyenne (mm)	41.77	45.40		34.24	30.02	
	Diamètre moyen (mm)	145.97	146.00		146.07	146.04	
2013/08 /15	Hauteur moyenne (mm)	41.77	45.40	47.84	34.24	30.02	
	Diamètre moyen (mm)	145.97	146.00	145.71	146.07	146.04	
2013/10 /17	Hauteur moyenne (mm)	41.77	45.40	47.84	34.24	30.02	43.84
	Diamètre moyen (mm)	145.97	146.00	145.71	146.07	146.04	145.93
2015/06 /05	Hauteur moyenne (mm)	32.64	118.48	60.12	34.24	68.91	
	Diamètre moyen (mm)	145.97	145.17	145.95	146.07	146.04	
2015/08 /12	Hauteur moyenne (mm)	32.64	118.48	60.12	34.24	63.28	
	Diamètre moyen (mm)	145.97	145.17	145.95	146.07	146.14	

Tableau F.2 Températures maximum et minimum journalières et précipitations utilisées dans les modélisations Vadose/W

	30 days before 29/08/2012			30 days before 11/06/2013			30 days before 20/08/2013			30 days before 08/10/2013		
Day	T max (°C)	T min (°C)	Rainfall (mm)	T max (°C)	T min (°C)	Rainfall (mm)	T max (°C)	T min (°C)	Rainfall (mm)	T max (°C)	T min (°C)	Rainfall (mm)
1	23.2	16.8	0	13.7	-0.9	2.1	25.1	10.6	0	17.3	5	0
2	25.2	15.5	7.8	16	-1.2	5.3	23.6	7.8	1.7	19.4	12.5	0.3
3	24.5	10.8	0	7.2	-1.2	1	19.1	6.5	0	20	13.5	0
4	21	9.2	23.5	5.2	-4.1	0.6	22.9	5.4	0	14.7	4	17.2
5	30.9	7.1	0	17.9	-4.9	1.3	25.1	9.5	0	9.4	1.4	0
6	24.2	12.7	1.3	17.9	-4.9	0	23	11.1	0	15.3	-2.1	0
7	24.5	12.1	29.9	20.8	11.8	15.3	24.3	11.1	9.5	12.1	1.6	8.7
8	23.8	13.2	0	22.2	13.8	37.7	22	10.7	0	11.4	-0.6	0
9	16.6	8.5	4.6	24.3	9.5	13.4	24.7	10.3	4	16.1	0.6	0
10	20.9	6.5	0	16.6	3.2	0.3	24.7	12.8	0	19.9	5.3	0
11	24.5	10.8	0	25.6	5	0	20	13.4	14.8	17.7	12.5	1.6
12	17.3	14.9	0	19.7	1	12.8	21.3	12.9	1	20.8	14.2	4
13	23	16.2	13.6	12.4	-1.6	0	18.9	11.8	2.4	18.4	4.6	7.8
14	26.8	13.4	1.2	17	0.8	0	18.2	4.7	0.3	7.3	2.4	2.6
15	21.7	14.7	0	20.7	3.7	0	23.3	3.8	0	9.7	-0.7	0
16	23.7	10.8	0.7	23.1	5.9	0	22.1	10.3	0	16.3	-1.7	0
17	26.2	8.8	0	23.3	12.5	0	21.1	14.7	37.7	20.8	1.2	0
18	18.1	9.1	1.4	15.4	2.6	0	20.6	10.3	0	22	3.9	0
19	20	8.6	5.5	17.1	-0.9	0	22.1	8.6	8.9	23.8	4.6	0
20	18.5	5.2	0	18	3.8	3.8	18.6	9.6	0	23.3	8.3	0
21	16.8	6.3	0	16.3	11.9	1.6	22.4	10.5	2.3	22.5	8.5	12.3

Tableau F.2 Suite

	30 days before 29/08/2012			30 days before 11/06/2013			30 days before 20/08/2013			30 days before 08/10/2013		
Day	T max (°C)	T min (°C)	Rainfall (mm)	T max (°C)	T min (°C)	Rainfall (mm)	T max (°C)	T min (°C)	Rainfall (mm)	T max (°C)	T min (°C)	Rainfall (mm)
22	18.4	9.1	0	16.2	10.8	0	20.4	11.7	5.5	16.4	7.1	0
23	21.1	10.6	0	16.2	9.9	0	15.4	9.3	0	20.7	11	0
24	21.6	10	0.9	23.4	9.9	0	18.7	7.7	0	19	9.5	0
25	19.9	9.4	0	23.8	8.8	0	18.5	9.3	9.3	15.1	3.8	0
26	28.3	16.1	1	22.6	9.1	0	17.7	7.1	0	14.1	2.3	0
27	28.9	14.6	1.8	22.6	7.7	0	25.3	7.1	0	9.8	-1.4	0
28	25.4	14.3	0	24.7	13.1	2.3	24.9	13	0	10.6	2.3	19.4
29	17.8	10.7	2	18.9	5.6	0.8	26.9	16.7	0	15.3	3	22.2
30	23.6	10.1	0	22.3	5.3	0	27.7	16.7	0	12.5	2.8	0

ANNEXE G

RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Les stations 3, 6 et 8 ont été présentées au chapitre 5 et sont considérées représentatives de trois catégories de qualités d'eau retrouvées sur le site. De plus, les résultats des stations 5 et 11 (localisées à la Figure G.1) n'ont pas été présentées au chapitre 5. On désirait présenter l'évolution de la qualité de l'eau dans la surface des résidus Manitou, mais la crépine de la station 5 se retrouvait complètement dans les résidus Goldex (Figure G.2). L'eau extraite est donc représentative de l'eau interstitielle des résidus Goldex et il est toutefois intéressant de la connaître car elle se dirige ensuite vers les résidus Manitou et est un intrant de leur système. De plus, la pointe filtrante à la station 5 mesurait 1,6 m, comparativement à 2,5 m aux autres stations. Aussi, les résultats de la station 11 n'ont pas été présentées au chapitre 5, car la qualité de l'eau y est influencée par celle d'une section du site qui n'est pas encore complètement restaurée et n'est pas exclusivement liée aux phénomènes se produisant après la restauration du parc 2. Des exfiltrations d'eau du parc 1 à travers la digue ont été observées près de la station 11.

Les stations 2, 8, 10 (et 11) sont représentatives des endroits les plus contaminés sur le site. Les stations 1, 3, 4, 7 et 12 sont moyennement contaminés et les stations 6, 9, 13 (et 5) sont peu contaminés ou respectent les critères de la directive 019.

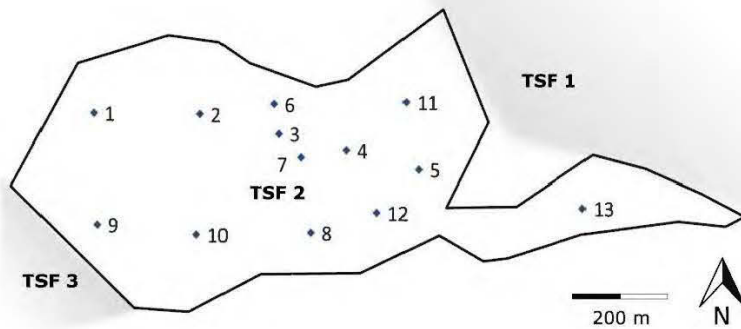


Figure G.1 Localisation des stations de mesure sur le parc 2

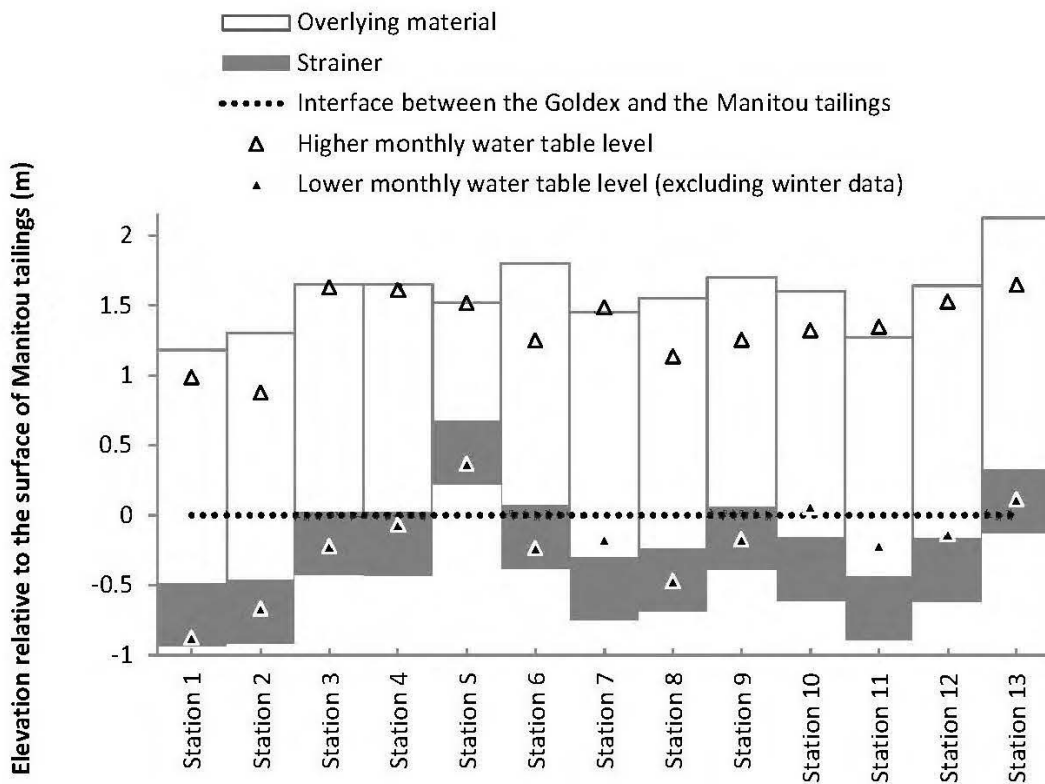


Figure G.2 Profondeur des crépines par rapport à l'interface des résidus réactifs et du recouvrement pour chaque pointe filtrante. Les plus haut et bas niveaux phréatiques mesurés à chaque pointe filtrante sont aussi indiqués

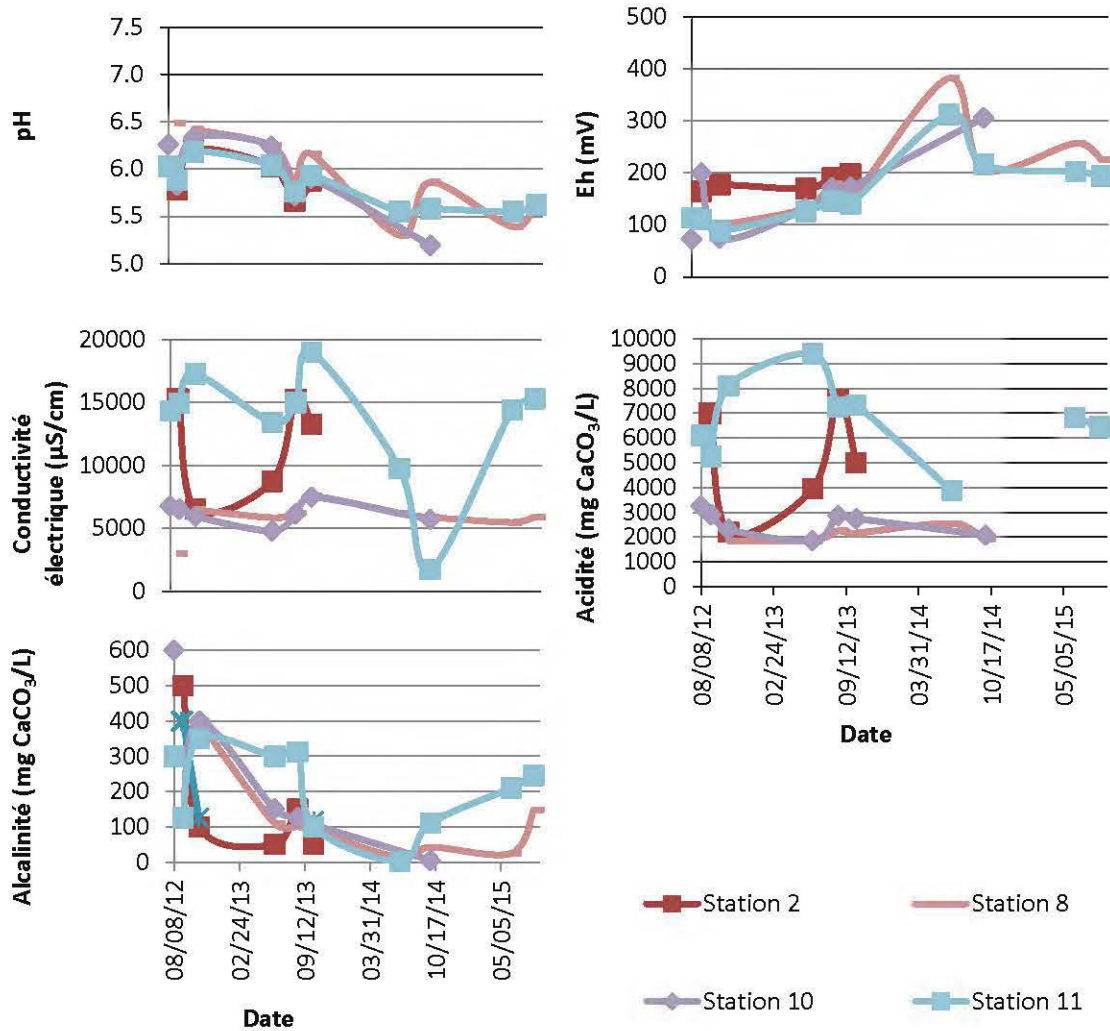


Figure G.3 pH, Eh, conductivité électrique, acidité et alcalinité des stations 2, 8, 10 et 11

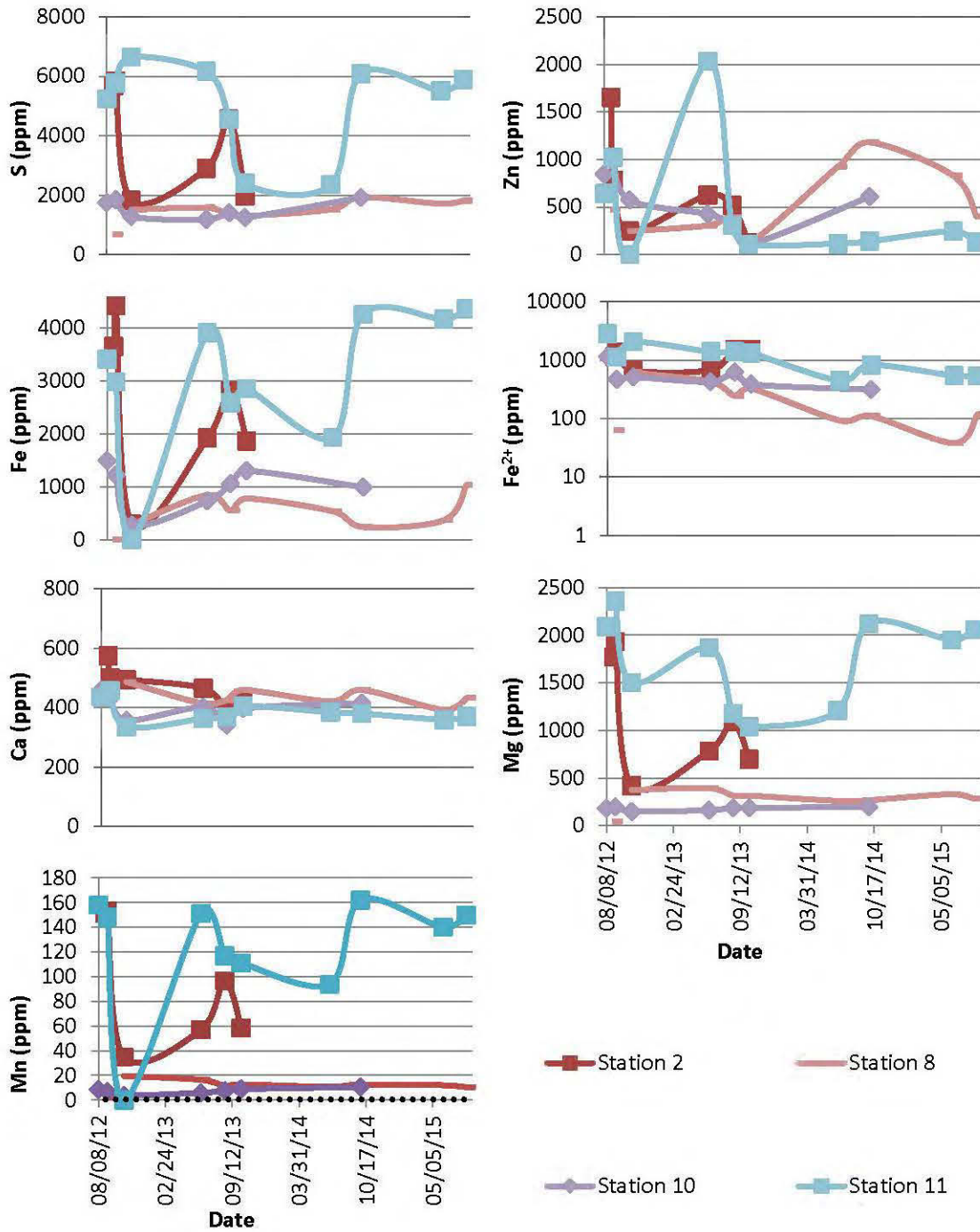


Figure G.4 Concentrations ioniques en S, Zn, Fe, Fe²⁺, Ca, Mg et Mn des stations 2, 8, 10 et 11

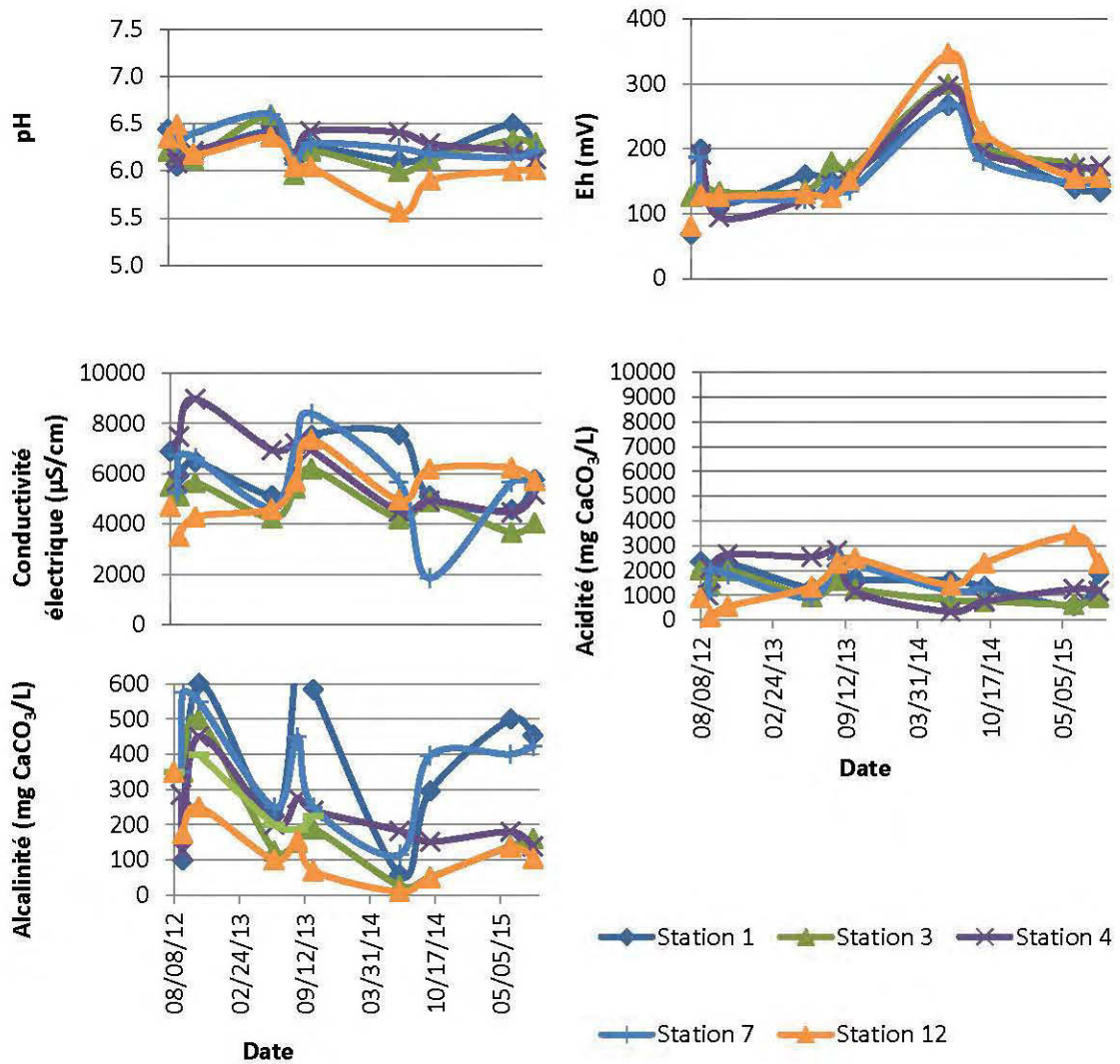


Figure G.5 pH, Eh, conductivité électrique, acidité et alcalinité des stations 1, 3, 4, 7 et 12

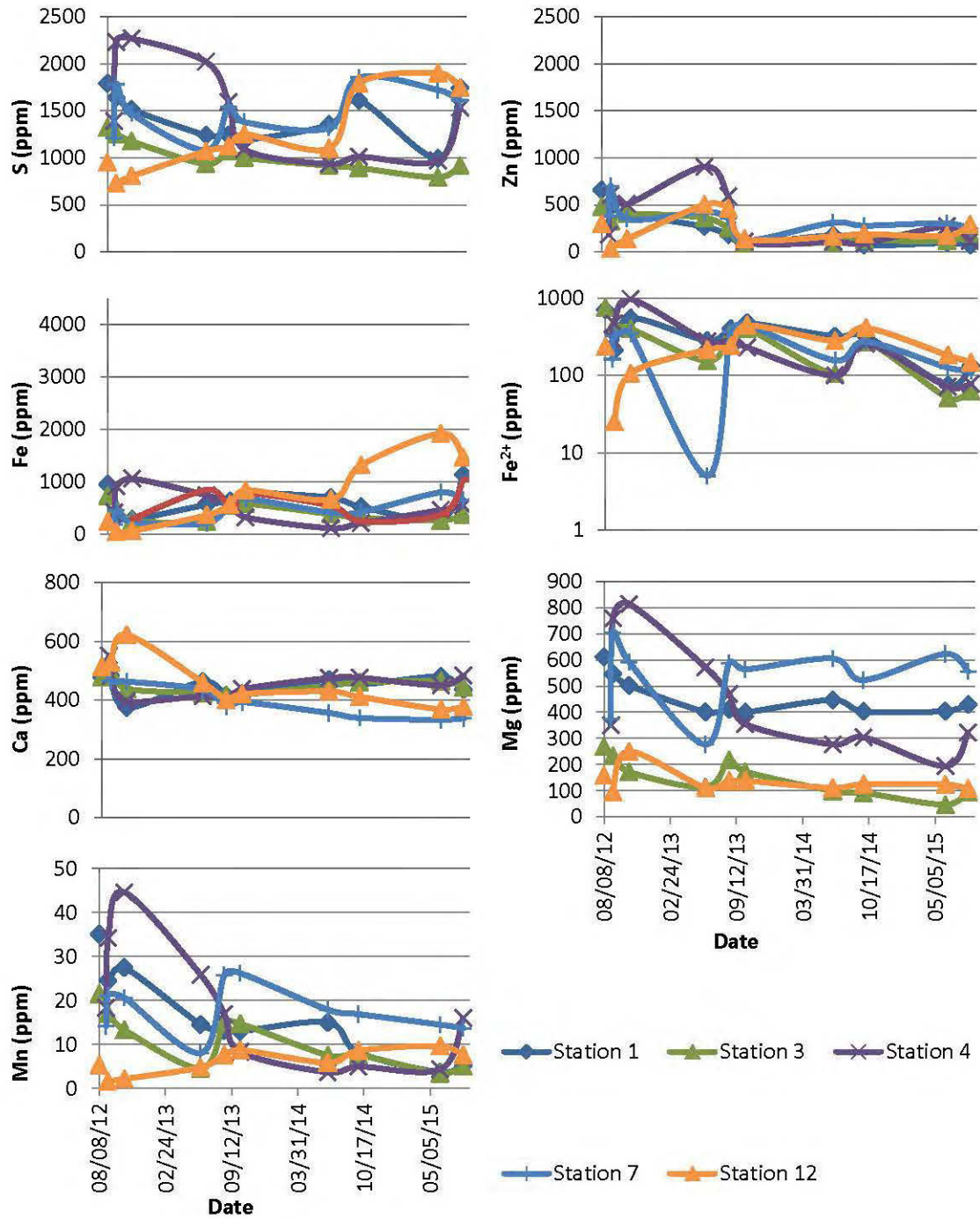


Figure G.6 Concentrations ioniques en S, Zn, Fe, Fe²⁺, Ca, Mg et Mn des stations 1, 3, 4, 7 et 12

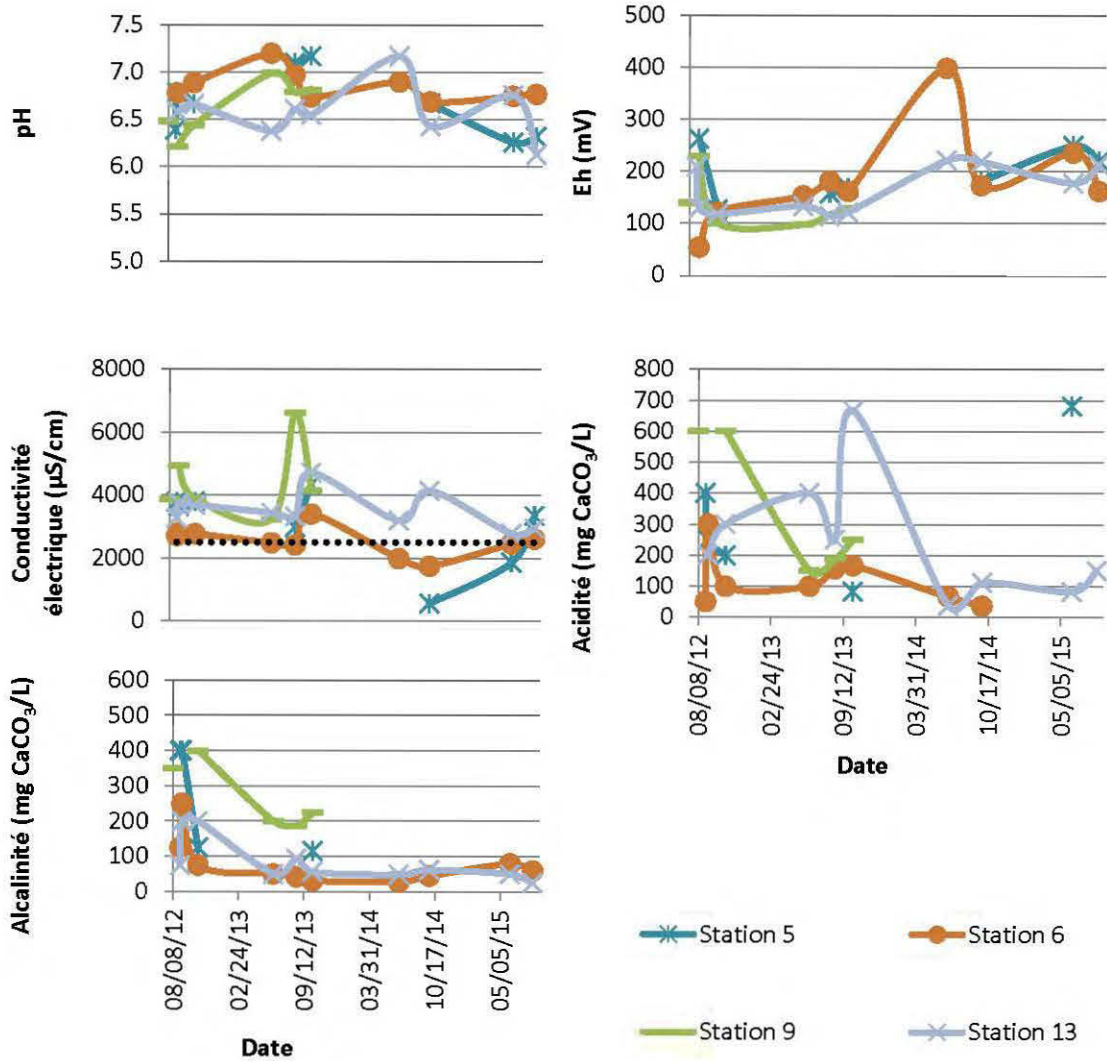


Figure G.7 pH, Eh, conductivité électrique, acidité et alcalinité des stations 6, 9, 13 et 5

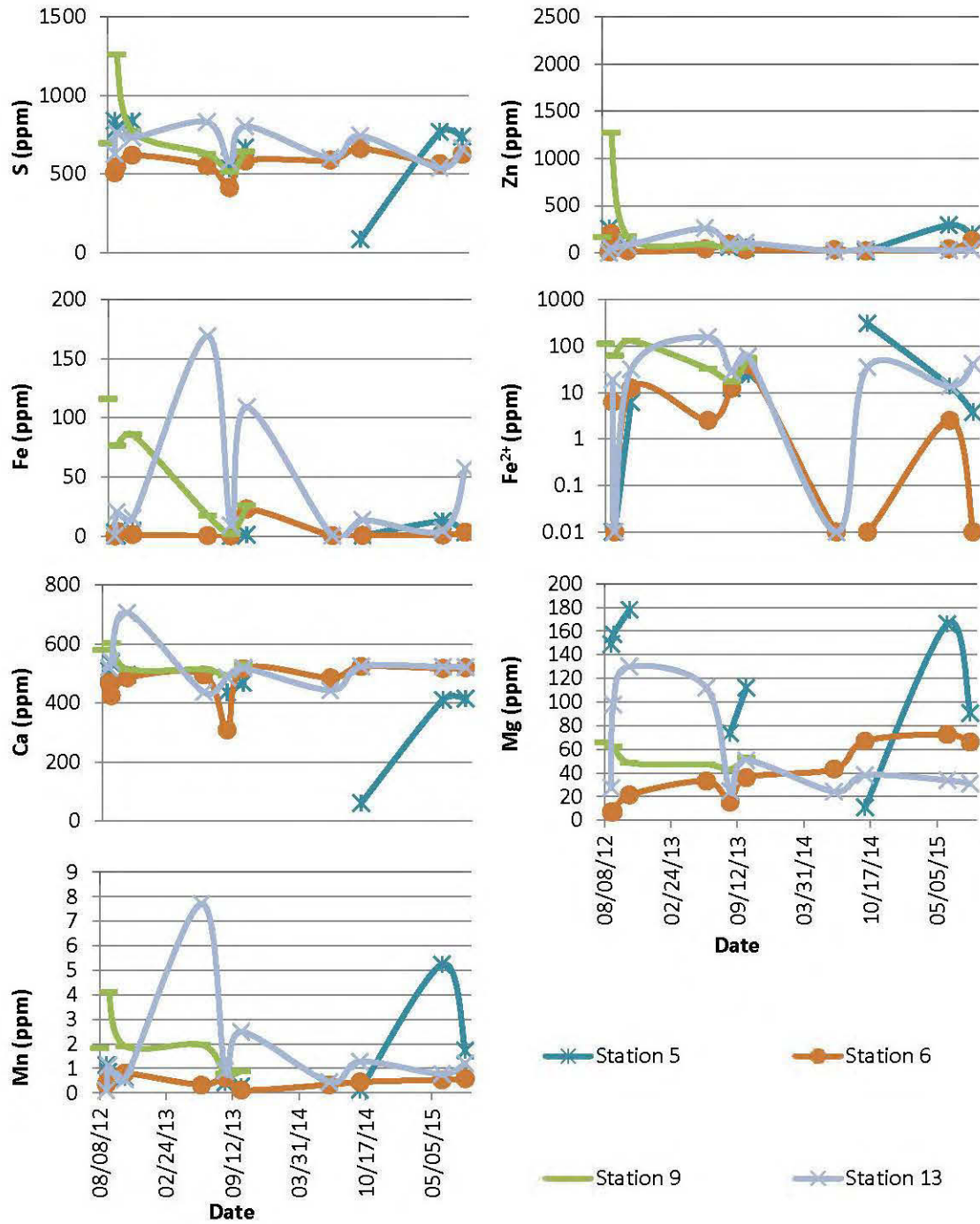


Figure G.8 Concentrations ioniques en S, Zn, Fe, Fe²⁺, Ca, Mg et Mn des stations 6, 9, 13 et 5

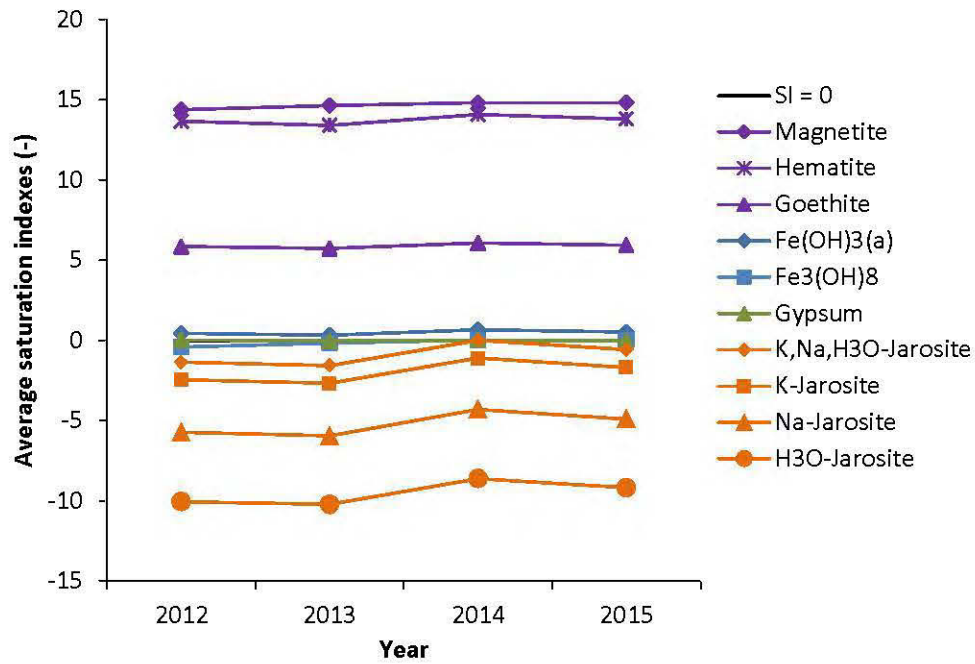


Figure G.9 Yearly average saturation index of the TSF 2 porewater samples for minerals of interest

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

- Aachib, M. 1997. «Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA». Thèse de doctorat, Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 298 p.
- Aachib, M., M. Aubertin et R. P. Chapuis (1993). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - Un état de la question. Report EPM/RT-93/32. Montréal, Canada, École Polytechnique de Montréal.
- Aachib, M., M. Aubertin et R. P. Chapuis. 1994. *Column tests investigation of milling wastes properties used to build cover systems: International Land Reclamation and Mine Drainage Conference*. United States Department of the Interior, Bureau of Mines Special Publication, 128-137 p.
- Aachib, M., M. Mbonimpa et M. Aubertin. 2004. «Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 156, no 1, p. 163-193.
- Acero, P., C. Ayora, C. Torrentó et J. M. Nieto. 2006. «The behavior of trace elements during schwertmannite precipitation and subsequent transformation into goethite and jarosite». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 70, no 16, p. 4130-4139.

- Adu-Wusu, C., E. K. Yanful, L. Lanteigne et M. O'Kane. 2007. «Prediction of the water balance of two soil cover systems». *Geotechnical and Geological Engineering*, vol. 25, no 2, p. 215-237.
- Adu-Wusu, C., E. K. Yanful et M. H. Mian. 2001. «Field evidence of resuspension in a mine tailings pond». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 38, no 4, p. 796-808.
- Al Wahab, R. M., et M. A. El-Kedrah. 1995. *Using fibers to reduce tension cracks and shrink/swell in a compacted clay: Geotechnical Special Publication*. 46 /1. 791-805 p.
- Albright, W.H., C.H. Benson, G.W. Gee, T. Abichou, E.V. McDonald, S.W. Tyler et S.A. Rock. 2006. «Field performance of a compacted clay landfill final cover at a humid site». *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 132, no 11, p. 1393-1403.
- Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes et M. Smith (1998). *Crop Evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements*. Irrigation and Drainage paper 56. Rome, FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations: 300 p.
- Alpers, C. N., D. K. Nordstrom et J. W. Ball. 1989. «Solubility of jarosite solid solutions precipitated from acid mine waters, Iron Mountain, California, USA». *Sciences Geologiques - Bulletin*, vol. 42, no 4, p. 281-298.
- Alpers, C.N., D.W. Blowes, D. K. Nordstrom et J. L. Jambor. 1994. «Secondary minerals and acid mine-water chemistry». In *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-wastes*, D.W. Blowes et J. L. Jambor, p. 246-270: Mineralogical Association of Canada.

- Ammou, M. 1989. *Microcaractérisation des solides : Méthodes d'observations et d'analyse*. Valbonne, France.
- Amyot, G., et S. Vézina. 1997. *Flooding as a reclamation solution to an acidic tailings pond - the Solbec case: International Conference on Acid Rock Drainage* (Vancouver). 451-464 p.
- Anderson, M. P., W.W. Woessner et R. J. Hunt. 2015. *Applied Groundwater Modeling; Simulation of Flow and Advective Transport. Second Edition*, 564 p.
- Arya, L.M., F.J. Leij, M.T. van Genuchten et P.J. Shouse. 1999. «Scaling parameter to predict the soil water characteristic from particle-size distribution data». *Soil Science Society of America Journal*, vol. 63, p. 510–519.
- Arya, L.M., et J.F. Paris. 1981. «A physico-empirical model to predict the soil moisture –characteristic from particle size distribution and bulk density data». *Soil Science Society of America Journal*, vol. 45, p. 1023-1030.
- ASTM (2008). Standard guide for calibrating a groundwater flow model application D5981 - 96(2008), American Society of Testing Materials, ASTM International: 6 p.
- Aubertin, M., M. Aachib et K. Authier. 2000. «Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL». *Geotextiles and Geomembranes*, vol. 18, no 2-4, p. 215-233.

- Aubertin, M., M. Aachib, M. Monzon, A.-M. Joanes, B. Bussière et R. P. Chapuis (1999a). Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. Rapport NEDEM 2.22.2b: 110 p.
- Aubertin, M., et B. Bussière (1991). Étude préliminaire - Évaluation des barrières sèches construites à partir des résidus miniers alcalins (avec addendum). Rapport CDT: 44 p.
- Aubertin, M., B. Bussière et L. Bernier. 2002. *Environnement et gestion des résidus miniers*. Montreal: Manuel sur cédérom.
- Aubertin, M., B. Bussière et R.P. Chapuis. 1996. «Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 33, no 3, p. 470-482.
- Aubertin, M., B. Bussière, A.-M. Joanes, M. Monzon, D. Gagnon, L.-M. Barbera, C. Bédard, R. P. Chapuis et L. Bernier (1997). Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II: essais en place, Rapport NEDEM 2.22.2c.
- Aubertin, M., B. Bussière, M. Monzon, A.M. Joanes, D. Gagnon, J.M. Barbera, M. Aachib, C. Bédard, R.P. Chapuis et L. Bernier (1999b). Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase II – Essais en place (A study of dry covers constructed from mine tailings, Phase II: In situ test). Mine Environment Neutral Drainage Report (NEDEM/MEND) 2.22.2c. CANMET Secretariat, Ottawa, Ont: 395 p.

- Aubertin, M., B. Bussière, T. Pabst, M. James et M. Mbonimpa. 2016. *Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites: 2nd Geo-Chicago Conference: Geotechnics for Sustainable Energy, Geo-Chicago 2016* (Chicago, 14-18 August 2016). 343-358 p.
- Aubertin, M., R. P. Chapuis, M. Aachib, B. Bussière, J.-F. Ricard et L. Tremblay (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport NEDEM/MEND Report 2.22.2a.
- Aubertin, M., et R.P. Chapuis (1990). Rapport – Parc à résidus miniers Manitou-Barvue, Projet CDT P1537, École Polytechnique, Submitted to CRM.
- Aubertin, M., J. Dionne et L. Marcoux. 1997. *Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers: 4th International Conference on Acid Rock Drainage* (Vancouver, BC). p. 1849-1866.
- Aubertin, M., M. Mbonimpa, B. Bussière et R. P. Chapuis. 2003. «A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, no 6, p. 1104-1122.
- Aubertin, M., J. Molson, B. Bussière et A. M. Dagenais. 2006. *Investigations of layered cover systems acting as oxygen barriers to limit acid mine drainage: Proc. 5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities for Environmental Geotechnics* (Cardiff UK, 26-30 June 2006). Thomas Telford, p. 827-835.
- Aubertin, M., T. Pabst, B. Bussière et M. James. 2015. *Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA: Symposium 2015 sur l'environnement et les mines* (Rouyn-Noranda, Canada, 14-17 juin 2015). 67 p.

- Aubertin, M., N. Pépin, M. Mbonimpa, M. James, F. Prétot, M. Maknoon et B. Bussière. 2011. *Vers une mise à jour des critères de stabilité géotechnique pour la conception des ouvrages de retenue de résidus miniers: Symposium on mine and the environment* (Rouyn-Noranda, Québec, Canada). 38 p.
- Aubertin, M., J. F. Ricard et R. P. Chapuis. 1998. «A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 35, no 1, p. 55-69.
- Awoh, A. S. 2012. «Étude expérimentale du comportement géochimique de résidus miniers hautement sulfureux sous un recouvrement en eau». Thèse de doctorat, Rouyn-Noranda, Canada, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 231 p.
- Awoh, A. S., M. Mbonimpa et B. Bussière. 2013. «Field Study of the Chemical and Physical Stability of Highly Sulphide-Rich Tailings Stored Under a Shallow Water Cover». *Mine Water and the Environment*, vol. 32, no 1, p. 42-55.
- Baker, B. J., et J. F. Banfield. 2003. «Microbial communities in acid mine drainage». *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 44, no 2, p. 139-152.
- Ball, J.W., et D. K. Nordstrom (1991). User's Manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic database and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters. U.S. Geol. Surv., Open-File Report 91-183.
- Ben Abdelghani, F., M. Aubertin, R. Simon et R. Therrien. 2015. «Numerical simulations of water flow and contaminants transport near mining wastes disposed in a fractured rock mass». *International Journal of Mining Science and Technology*, vol. 25, no 1, p. 37-45.

- Benson, C. H., I. Chiang, T. Chalermyanont et A. Sawangsuriya. 2014. «Estimating van genuchten parameters α and n for clean sands from particle size distribution data». *Geotechnical Special Publication*, no 233, p. 410-427.
- Benvenuti, M., I. Mascara, F. Corsini, P. Lattanzi, P. Parrini et G. Tanelli. 1997. «Mine waste dumps and heavy metal pollution in abandoned mining district of Boccheggiano (Southern Tuscany, Italy)». *Environmental Geology*, vol. 30, no 3-4, p. 238-243.
- Benzaazoua, M., B. Bussière, I. Demers, M. Aubertin, E. Fried et A. Blier. 2008. «Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada». *Minerals Engineering*, vol. 21, no 4, p. 330-340.
- Benzaazoua, M., B. Bussière, M. Kongolo, J. McLaughlin et P. Marion. 2000. «Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation». *International Journal of Mineral Processing*, vol. 60, no 1, p. 57-74.
- Bernier, L. R. (1997). Caractérisation minéralogique et potentiel d'acidité du résidu minier Manitou, Val d'Or. Rapport Géoberex Recherche: 12 p.
- Berryman, D., et L. Jalbert (2004). La Rivière Bourlamaque : mortalité de poissons du 8 août 2003 et qualité de l'eau. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Abitibi Témiscamingue, Ministère de l'Environnement. envirodoq no ENV/2004/0109, collection no QE/140, 37 p. et 4 ann.

- Bigham, J. M., et D. K. Nordstrom. 2000. «Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters». *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, vol. 40, p. 351-403.
- Bigham, J. M., U. Schwertmann, S. J. Traina, R. L. Winland et M. Wolf. 1996. «Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 60, no 12, p. 2111-2121.
- Black, David Lee, Mardson Queiroz McQuay et Michel P. Bonin. 1996. «Laser-based techniques for particle-size measurement: A review of sizing methods and their industrial applications». *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 22, no 3, p. 267-306.
- Blanco, A., A. Lloret, J. Carrera et S. Olivella. 2013. «Thermo-hydraulic behaviour of the vadose zone in sulphide tailings at Iberian Pyrite Belt: Waste characterization, monitoring and modelling». *Engineering Geology*, vol. 165, no 0, p. 154-170.
- Blatz, James A., Yu-Jun Cui et Luciano Oldecop. 2008. «Vapour Equilibrium and Osmotic Technique for Suction Control». *Geotechnical and Geological Engineering*, vol. 26, no 6, 661 p.
- Blight, G.E. 2010. *Geotechnical Engineering for Mine Waste Storage Facilities*. Boca Raton, USA, 652 p.
- Blowes, D. W., J. L. Jambor, E. C. Appleyard, E. J. Reardon et J. A. Cherry. 1992. «Temporal observations of the geochemistry and mineralogy of a sulfide-rich mine-tailings impoundment, Heath Steele mines, New Brunswick». *Exploration & Mining Geology*, vol. 1, no 3, p. 251-264.

- Blowes, D. W., C. J. Ptacek, J. L. Jambor, C. G. Weisener, D. Paktunc, W. D. Gould et D. B. Johnson. 2013. «The Geochemistry of Acid Mine Drainage». In *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry: Second Edition*, B.S. Lollar, H.D. Holland et K.K. Turekian, p. 131-190. Oxford: Elsevier-Pergamon.
- Blowes, David, C. J. Ptacek, J. L. Jambor et C. G. Weisener. 2003. «The Geochemistry of Acid Mine Drainage». In *Treatise on geochemistry*, Heinrich D. Holland et Karl K. Turekian, p. 149-204.
- Bossé, B. 2014. «Évaluation du comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride». Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 224 p.
- Bossé, B., B. Bussière, R. Hakkou, A. Maqsoud et M. Benzaazoua. 2013. «Assessment of Phosphate Limestone Wastes as a Component of a Store-and-Release Cover in a Semiarid Climate». *Mine Water and the Environment*, vol. 32, no 2, p. 152-167.
- Bossé, B., B. Bussière, A. Maqsoud, R. Hakkou et M. Benzaazoua. 2016. «Hydrogeological Behavior of a Store-and-Release Cover: A Comparison Between Field Column Tests and Numerical Predictions With or Without Hysteresis Effects». *Mine Water and the Environment*, vol. 35, no 2, p. 221-234.
- Bridge, T. A. M., et D. Barrie Johnson. 2000. «Reductive dissolution of ferric iron minerals by acidiphilium sjh». *Geomicrobiology Journal*, vol. 17, no 3, p. 193-206.

- Broda, S., M. Aubertin, D. Blessent, A. Maqsoud et B. Bussière. 2014. *Simulating the variation of the phreatic surface level to assess reclamation techniques for an acidic tailings impoundment - A field-scale study: 67th Canadian Geotechnical Conference* (Regina, Canada, Sept. 28 - Oct. 1, 2014). 7 p.
- Brooks, R.H., et A.T. Corey (1964). Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper No. 3. Colorado State University. Fort Collins, Colorado, Colorado State University.
- Brunauer, S., P.H. Emmett et E. Teller. 1938. «Adsorption of Gases in Multimolecular Layers». *J Am Chem Soc*, no 60, p. 309-319.
- Burdine, N. T. 1953. «Relative Permeability Calculations From Pore Size Distribution Data». *Journal of Petroleum Technology*, vol. 5, no 03, p. 71-77.
- Bussière, B. 1999. «Étude du comportement hydrique de couvertures avec effet de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques». Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 393 p.
- Bussière, B. 2007. «Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 44, no 9, p. 1019-1052.
- Bussière, B. 2009. *Acid mine drainage from abandoned mine sites : problematic and reclamation approaches: International Symposium on Geoenvironmental Engineering, ISGE2009, Advances in Environmental Geotechnics* (Hangzhou, China, September 8-10, 2009). 111-125 p.

- Bussière, B., et M. Aubertin. 1999. *Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment: Mining and the Environment* (Sudbury). 19–28 p.
- Bussière, B., M. Aubertin et R. P. Chapuis. 2002. *A laboratory set up to evaluate the hydraulic behavior of inclined capillary barriers: International Conference on Physical Modelling in Geotechnics* (St.John's, Newfoundland, 10-12 July 2002). Rotterdam: A. A. Balkema, 391-396 p.
- Bussière, B., M. Aubertin et R. P. Chapuis. 2003. «The behavior of inclined covers used as oxygen barriers». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, no 3, p. 512-535.
- Bussière, B., M. Aubertin, M. Mbonimpa, J. W. Molson et R. P. Chapuis. 2007. «Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 44, no 3, p. 245-265.
- Bussière, B., M. Aubertin et G. Zhan. 2007. «Design of inclined covers with capillary barrier effect by S.-E. Parent and A. Cabral». *Geotechnical and Geological Engineering*, vol. 25, no 6, p. 673-678.
- Bussière, B., M. Aubertin, G.J. Zagury, R. Potvin et M. Benzaazoua. 2005. *Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées: Symposium 2005 sur l'environnement et les mines* (Rouyn-Noranda). Sur cédérom.
- Bussière, B., M. Benzaazoua, M. Aubertin et M. Mbonimpa. 2004. «A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage». *Environmental Geology*, vol. 45, no 5, p. 609-622.

- Bussière, B., A. Maqoud, I. Demers, M. Aubertin et R. P. Chapuis (2012). Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Addendum au rapport final PU-2008-03-371. Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT): 19 p.
- Bussière, B., A. Maqoud, I. Demers, I. Doumbouya, M. Aubertin et R. P. Chapuis (2009). Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport d'avancement No 2 PU-2008-03-371. Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT): 38 p.
- Bussière, B., A. Maqoud, I. Demers, Marie-Pier Éthier, M. Aubertin et R. P. Chapuis (2008). Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport intermédiaire PU-2008-03-371. Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT): 15 p.
- Bussière, B., A. Maqoud, I. Demers, M. Rousselle, M. Aubertin et R. P. Chapuis (2011). Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. Rapport final PU-2008-03-371, Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT): 81 p.
- Byerley, J. J., et J. M. Scharer. 1992. «Natural release of copper and zinc into the aquatic environment». *Hydrometallurgy*, vol. 30, no 1-3, p. 107-126.
- Cabral, A. R., P. Tremblay et G. Lefebvre. 2004. «Determination of the diffusion coefficient of oxygen for a cover system including a pulp and paper by-product». *Geotechnical Testing Journal*, vol. 27, no 2, p. 184-197.

Carman, P.C. 1956. *Flow of Gas Through Porous Media*. New York.

Carrera-Hernández, J. J., C. A. Mendoza, K. J. Devito, R. M. Petrone et B. D. Smerdon. 2012. «Reclamation for aspen revegetation in the Athabasca oil sands: Understanding soil water dynamics through unsaturated flow modelling». *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 92, no 1, p. 103-116.

Catalan, L. J. J., K. C. Buset et G. Yin. 2002. «Reactivity of oxidized sulfidic mine tailings during lime treatment». *Environmental Science and Technology*, vol. 36, no 12, p. 2766-2771.

Catalan, L. J. J., et A. Kumari. 2005. «Efficacy of lime mud residues from kraft mills to amend oxidized mine tailings before permanent flooding». *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 4, no 4, p. 241-256.

Catalan, L. J. J., et E. K. Yanful. 2002. «Sediment-trap measurements of suspended mine tailings in shallow water cover». *Journal of Environmental Engineering*, vol. 128, no 1, p. 19-30.

Catalan, L. J. J., E. K. Yanful et L. St-Arnaud. 2000. «Field assessment of metal and sulfate fluxes during flooding of pre-oxidized mine tailings». *Advances in Environmental Research*, vol. 4, no 4, p. 295-306.

Catalan, L. J. J., et G. Yin. 2003. «Comparison of calcite to quicklime for amending partially oxidized sulfidic mine tailings before flooding». *Environmental Science and Technology*, vol. 37, no 7, p. 1408-1413.

- Cavalcante, A. L. B., L. F. M. Ribeiro et A. P. de Assis. 2013. «Experimental and physical analysis applied to tailing dams». *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, vol. 18 C, p. 485-495.
- Chapuis, R. P. (2007). Guide des essais de pompage et leurs interprétations, Bibliothèque et archives nationales du Québec: 119 p.
- Chapuis, R. P. 2012. «Influence of element size in numerical studies of seepage: Small-scale details». *Geotechnical News*, vol. 30, no 1, p. 32-35.
- Chapuis, R. P. 2012. «Influence of element size in numerical studies of seepage: Unsaturated zones, transient conditions». *Geotechnical News*, vol. 30, no 4, p. 15-18.
- Chapuis, R. P. 2012. «Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: A review». *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, vol. 71, no 3, p. 401-434.
- Chapuis, R. P., et M. Aubertin (2003a). Predicting the coefficient of permeability of soils using the Kozeny-Carman equation. Rapport EPM-RT-03-03, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Chapuis, R. P., I. Masse, B. Madinier et M. Aubertin. 2007. «A drainage column test for determining unsaturated properties of coarse materials». *Geotechnical Testing Journal*, vol. 30, no 2, p. 83-89.

- Chapuis, R.P., et P.P. Légaré (1992). Effects of aggregates and mineral fillers on asphalt mixture performance. A simple method for determining the surface area of fine aggregates and fillers in bituminous mixtures, American Society for Testing and Materials, ASTM STP, Vol.1147: p. 177-186.
- Chapuis, Robert P., et Michel Aubertin. 2003b. «On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, no 3, p. 616-628.
- Chen, L. X., J. T. Li, Y. T. Chen, L. N. Huang, Z. S. Hua, M. Hu et W. S. Shu. 2013. «Shifts in microbial community composition and function in the acidification of a lead/zinc mine tailings». *Environmental Microbiology*, vol. 15, no 9, p. 2431-2444.
- Childs, E.C., et G.N. Collis-George. 1950. «The permeability of porous materials». *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences*, vol. 201, no 1066, p. 392-405.
- Chopard, A., B. Plante, M. Benzaazoua, H. Bouzahzah et P. Marion. 2017. «Geochemical investigation of the galvanic effects during oxidation of pyrite and base-metals sulfides». *Chemosphere*, vol. 166, p. 281-291.
- Collin, M. 1987. «Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings». Licenciate Treatise, Stockholm, Suède, Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology.
- Collin, M., et A. Rasmuson. 1988. «Gas diffusivity models for unsaturated porous media». *Soil Science America Journal*, vol. 52, p. 1559-1565.

Colmer, A. R., et M. E. Hinkle. 1947. «The role of microorganisms in acid mine drainage: A preliminary report». *Science*, vol. 106, no 2751, p. 253-256.

Colmer, A. R., K. L. Temple et M. E. Hinkle. 1950. «An iron-oxidizing bacterium from the acid drainage of some bituminous coal mines». *Journal of Bacteriology*, vol. 59, no 3, p. 317-328.

Cominco (1999). Assessing the aqueous stability of oxidized waste rock. MEND project 2.36.3.

Cooley, Richard L. 1982. «Some new procedures for numerical solution of variably saturated flow problems». *Water Resources Research*, vol. 19, no 5, p. 1271-1285.

Cosset, G., et M. Aubertin. 2010. *Physical and numerical modelling of a monolayer cover placed on reactive tailings: 63rd Canadian Geotechnical Conference & 1st Joint CGS/CNC-IPA Permafrost Specialty Conference* (Calgary, AB, 12-16 September 2010).

Cosset, Géraldine. 2009. «Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux : essais en colonne et simulations numériques». Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 217 p.

Coulombe, V. 2012. «Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux». Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 183 p.

- Coulombe, V., B. Bussière, J. Côté et P. Garneau. 2012. *Performance of insulation covers to control acid mine drainage in cold environment: 15th International Specialty Conference on Cold Regions Engineering* (Quebec, Canada, August 19-22, 2012).
- Coulombe, V., B. Bussière, J. Côté et M. Paradis. 2013. *Field assessment of sulphide oxidation rates in cold environment : case study of Raglan Mine: Northern Latitudes Mining Reclamation Workshop and 38th Annual Meeting of the Canadian Land Reclamation Association* (Whitehorse, Yk, Canada, September 9-12, 2013).
- Coupland, K., et D. B. Johnson. 2008. «Evidence that the potential for dissimilatory ferric iron reduction is widespread among acidophilic heterotrophic bacteria». *FEMS Microbiology Letters*, vol. 279, no 1, p. 30-35.
- Cowan, W.R., et W.O. Mackasey (2006). *Rehabilitating abandoned mines in Canada: a toolkit of funding options*. Prepared for National Orphaned/Abandoned Mines Initiative (NOAMI): 34 p.
- Crank, J. 1975. *The mathematics of diffusion*, 2nd ed. Oxford, U.K.
- Cruz, R., V. Bertrand, M. Monroy et I. Gonzalez. 2001. «Effect of sulfide impurities on the reactivity of pyrite and pyritic concentrates : a multi-tool approach». *Applied Geochemistry*, vol. 16, p. 803-819.
- Cummings, David E., Anthony W. March, Benjamin Bostick, Stefan Spring, Frank Caccavo, Scott Fendorf et R. Frank Rosenzweig. 2000. «Evidence for Microbial Fe(III) Reduction in Anoxic, Mining-Impacted Lake Sediments (Lake Coeur d'Alene, Idaho)». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, no 1, p. 154-162.

Cyr, Johanne (2007). *Projet Manitou-Goldex : partenariat MRNF-Mines Agnico-Eagle*. Bulletin Québec-Mines.

Dagenais, A.-M. 2005. «Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires». Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 394 p.

Dagenais, A. M., M. Aubertin et B. Bussière. 2006. *Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table: 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (St. Louis, Missouri, 26-30 March 2006). The American Society of Mining and Reclamation, 405-420 p.

Dagenais, A. M., M. Aubertin, B. Bussière, L. Bernier et J. Cyr. 2001. *Monitoring at the Lorraine Mine Site: A Follow-Up on the Remediation Plan: National Association of Abandoned Mine Land Programs Annual Conference* (Athens, Ohio, August 19-22). 19 p.

Dagenais, A. M., M. Aubertin, B. Bussière, J. Cyr et R. Fontaine. 2002. *Auscultation et suivi du recouvrement multicouche construit au site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Proceedings of Symposium (2002) sur l'Environnement et les Mines* (Rouyn Noranda, QC, November 3-5).

Dagenais, A. M., M. Mbonimpa, B. Bussière et M. Aubertin. 2012. «A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems». *Geotechnical Testing Journal*, vol. 35, no 1.

Darcy, H. 1856. *Détermination des lois d'écoulement de l'eau à travers le sable*. Paris, France, 5 p.

- Demers, I. 2008. «Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide». Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 194 p.
- Demers, I., M. Benzaazoua, M. Mbonimpa, M. Bouda, D. Bois et M. Gagnon. 2015a. «Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: Material characterization and laboratory kinetic testing». *Minerals Engineering*, vol. 76, p. 109-116.
- Demers, I., M. Bouda, M. Mbonimpa, M. Benzaazoua, D. Bois et M. Gagnon. 2015b. «Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: Field experimentation». *Minerals Engineering*, vol. 76, p. 117-125.
- Demers, I., B. Bussière, M. Aachib et M. Aubertin. 2011. «Repeatability Evaluation of Instrumented Column Tests in Cover Efficiency Evaluation for the Prevention of Acid Mine Drainage». *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 219, no 1, p. 113-128.
- Demers, I., B. Bussière, M. Benzaazoua, M. Mbonimpa et A. Blier. 2008a. «Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage». *Minerals Engineering*, vol. 21, no 4, p. 317-329.
- Demers, I., B. Bussière, M. Benzaazoua, M. Mbonimpa et A. Blier. 2008b. *Optimisation of single-layer cover made of desulphurized tailings: Application to the doyon mine tailings impoundment: Society for Mining, Metallurgy and Exploration - SME Annual Meeting and Exhibit 2008: "New Horizons - New Challenges"* (Salt Lake City, Utah, 24-27 February 2008), p. 61-7.

Demers, I., B. Bussière, M. Mbonimpa et M. Benzaazoua. 2009. «Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 46, no 4, p. 454-469.

Demers, I., B. Bussière, M. Rousselle, M. Aubertin, T. Pabst et R. Lacroix. 2013a. *Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou site using Goldex tailings: 23rd World Mining Congress* (Montreal, Canada).

Demers, I., M. Mbonimpa, M. Benzaazoua, M. Bouda, S. Awoh, S. Lortie et M. Gagnon. 2016. «Use of acid mine drainage treatment sludge by combination with a natural soil as an oxygen barrier cover for mine waste reclamation: Laboratory column tests and intermediate scale field tests». *Minerals Engineering*, vol. 107, p. 43-52.

Demers, I., J. Molson, B. Bussière et D. Laflamme. 2013b. «Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell». *Applied Geochemistry*, vol. 33, p. 346-356.

Deschamps, T., M. Benzaazoua, B. Bussière, M. Aubertin et T. Belem. 2008. «Microstructural and geochemical evolution of paste tailings in surface disposal conditions». *Minerals Engineering*, vol. 21, no 4, p. 341-353.

Deschamps, T., M. Benzaazoua, B. Bussière et M. Aubertin. 2011. «Laboratory study of surface paste disposal for sulfidic tailings: Physical model testing». *Minerals Engineering*, vol. 24, no 8, p. 794-806.

Dobchuk, B. 2002. «Evaluation of the effectiveness of a desulphurized tailings cover at Detour Lake Mine». Mémoire de maîtrise, Saskatoon, Division of Environmental Engineering, University of Saskatchewan, 184 p.

- Dobchuk, B., C. Nichol, G. W. Wilson et M. Aubertin. 2013. «Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 50, no 7, p. 777-792.
- Dold, B. 2010. «Basic concepts in environmental geochemistry of sulphide minewaste management». In *Waste Management*, Sunil Kumar, p. 173–198: INTECH Open Access Publications.
- Dold, B., et L. Fontboté. 2001. «Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing». *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 74, no 1-3, p. 3-55.
- Doumas, P., M. Munoz, M. Banni, S. Becerra, O. Bruneel, C. Casiot, J. C. Cleyet-Marel, J. Gardon, Y. Noack et V. Sappin-Didier. 2016. «Polymetallic pollution from abandoned mines in Mediterranean regions: a multidisciplinary approach to environmental risks». *Regional Environmental Change*, p. 1-16.
- Dripps, W. R., R. J. Hunt et M. P. Anderson. 2006. «Estimating recharge rates with analytic element models and parameter estimation». *Ground Water*, vol. 44, no 1, p. 47-55.
- Drouin, Marjolaine. 2017. *Gestion du résidu Goldex et restauration du parc Manitou: 85e Congrès de l'ACFAS* (Montréal, Canada).
- Dubrovsky, N. M., J. A. Cherry, E. J. Reardon et A. J. Vivyurka. 1985. «Geochemical evolution of inactive pyritic tailings in the Elliot Lake uranium district». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 22, no 1, p. 110-128.

- Dufresne, Karine. 2015. «Traitement de polissage de drainage minier acide par marais épurateur». Mémoire de maîtrise, Rouyn-Noranda, Canada, Institut de Recherche en Mines et en Environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 122 p.
- Dutrizac, J. E., et T. T. Chen. 1984. «A mineralogical study of the jarosite phase formed during the autoclave leaching». *Canadian Metallurgical Quarterly*, vol. 23, no 2, p. 147-157.
- Dyer, James A., Noel C. Scrivner et Steven K. Dentel. 1998. «A practical guide for determining the solubility of metal hydroxides and oxides in water». *Environmental Progress*, vol. 17, no 1, p. 1-8.
- Elberling, B., et R. V. Nicholson. 1996. «Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings». *Water Resources Research*, vol. 32, no 6, p. 1773-1784.
- Elberling, B., R. V. Nicholson et D. J. David. 1993. «Field evaluation of sulphide oxidation rates». *Nordic Hydrology*, vol. 24, no 5, p. 323-338.
- Elberling, B., R. V. Nicholson, E. J. Reardon et P. Tibble. 1994. «Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 31, no 3, p. 375-383.
- Elberling, B., R. V. Nicholson et J. M. Scharer. 1994. «A combined kinetic and diffusion model for pyrite oxidation in tailings: a change in controls with time». *Journal of Hydrology*, vol. 157, no 1-4, p. 47-60.

- Environment Canada. 2016. «Climatic database for the Val D'Or station, Québec, Canada». En ligne. <www.climate.weather.gc.ca>. Consulté le 11 Novembre 2016.
- Ethier, M.-P., B. Bussière, M. Aubertin et S. Broda. 2015. *Modélisation hydrogéologique d'un parc à résidus ayant une couverture monocouche et un niveau phréatique surélevé (Présentation par affiche): Symposium sur l'environnement et les mines* (Rouyn-Noranda, June 14-17, 2015).
- Ethier, M.-P., B. Bussière, M. Aubertin, I. Demers, A. Maqsoud, J. Dionne et Mélanie Roy. 2014. *Results from a field investigation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings* 67th Canadian Geotechnical Conference (Regina (Saskatchewan), Canada, September 28-October 1, 2014).
- Ethier, M.-P., B. Bussière, M. Aubertin, A. Maqsoud, I. Demers et R. Lacroix. 2013. *In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results: 66th Canadian Geotechnical Conference & 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference* (Montréal, Canada).
- Evangelou, V. P., et Y. L. Zhang. 1995. «A review: Pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 25, no 2, p. 141-199.
- Fredlund, D. G., et A. Xing. 1994. «Equations for the soil-water characteristic curve». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 31, p. 521-532.

- Fredlund, D. G., Xing A. et Huang S. 1994. «Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 31, no 4, p. 533-546.
- Garand, P., et J. F. Ricard (1999). Field performance of a multi-layer cover; Les Terrains Aurifères, MEND Report 2.22.4 b. Prepared by Golder associés: 22 p.
- Genty, T. 2012. «Comportement hydro-bio-géo-chimique de systèmes passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer». Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 192 p.
- Genty, T., B. Bussière, M. Paradis et C. M. Neculita. 2016. *Passive biochemical treatment of ferriferous mine drainage: Lorraine mine site, Northern Quebec, Canada: IMWA* (Leipzig, Germany, July 11-15, 2016). 6 p.
- Germain, D., N. Tassé et J. Cyr. 2003. *Treatment of acid mine effluents using a woodwaste cover: Sudbury 2003 Mining and the Environment* (Sudbury, Canada).
- Ghanbarian-Alavijeh, B., A. Liaghat, G. H. Huang et M. Th Van Genuchten. 2010. «Estimation of the van Genuchten Soil Water Retention Properties from Soil Textural Data». *Pedosphere*, vol. 20, no 4, p. 456-465.
- Girault, Michel. 1986. «Pétrographie et géochimie de volcanites archéennes polymétamorphiques : reconstitution de l'histoire pétrologique (zone minière Manitou-Louvem, Val d'Or, Québec)». Thèse de doctorat, Grenoble, France, Géologie appliquée, Université Scientifique et Médicale de Grenoble, 168 p. En ligne. <<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00739836/>>.

- Gleisner, M., R. B. Herbert Jr et P. C. Frogner Kockum. 2006. «Pyrite oxidation by *Acidithiobacillus ferrooxidans* at various concentrations of dissolved oxygen». *Chemical Geology*, vol. 225, no 1-2, p. 16-29.
- Godbout, Jovette, B. Bussière, M. Aubertin, Tikou Belem et M. Benzaazoua. 2004. *Évolution des propriétés de rétention d'eau des remblais miniers cimentés en pâte durant le curage: 57th Canadian Geotechnical Conference and the 5th joint CGS-IAH Conference (Québec, 24-27 October 2004)*. p. 15-22.
- González-Toril, E., E. Llobet-Brossa, E. O. Casamayor, R. Amann et R. Amils. 2003. «Microbial ecology of an extreme acidic environment, the Tinto River». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 69, no 8, p. 4853-4865.
- Gosselin, Mathieu. 2007. «Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène». Mémoire de maîtrise, Montréal, QC, Canada, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 216 p.
- Gosselin, Mathieu, M. Aubertin et M. Mbonimpa. 2007. *Évaluation de l'effet du degré de saturation sur la diffusion et la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux: 60th Canadian Geotechnical Conference and the 8th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference (Ottawa, Canada, 21-24 October 2007)*. 1431-1438 p.
- Gosselin, Mathieu, M. Mbonimpa, T. Pabst et M. Aubertin. 2012. *Evaluating the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings using laboratory and field tests: 9th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (Ottawa, ON, Canada, May 20 - 26, 2012)*.

- Gramp, Jonathan P., Hongmei Wang, Jerry M. Bigham, F. Sandy Jones et Olli H. Tuovinen. 2009. «Biogenic Synthesis and Reduction of Fe(III)-hydroxysulfates». *Geomicrobiology Journal*, vol. 26, no 4, p. 275-280.
- Guay, R., P. Cantin, A. Karam, S. Vézina et A. Paquet (1999). Effect of flooding of oxidized mine tailings on T. ferrooxidans and T. thiooxidans survival and acid mine drainage production: a 4 year restoration-environmental follow-up. *Process Metallurgy*. 9: 635-643 p.
- Guinebretière, René. 2002. *Diffraction des rayons X sur échantillons polycristallins*. Paris: Hermes Sciences p.
- Gunsinger, M. R., C. J. Ptacek, D. W. Blowes, J. L. Jambor et M. C. Moncur. 2006. «Mechanisms controlling acid neutralization and metal mobility within a Ni-rich tailings impoundment». *Applied Geochemistry*, vol. 21, no 8, p. 1301-1321.
- Hakkou, R., M. Benzaazoua et B. Bussière. 2008. «Acid Mine Drainage at the Abandoned Kettara Mine (Morocco): 2. Mine Waste Geochemical Behavior». *Mine Water and the Environment*, vol. 27, p. 160-170.
- Hamdi, Jalila. 2011. «Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisations numériques pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA». Mémoire de maîtrise, Rouyn-Noranda, QC, Canada, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Hansel, C. M., S. G. Benner, J. Neiss, A. Dohnalkova, R. K. Kukkadapu et S. Fendorf. 2003. «Secondary mineralization pathways induced by dissimilatory iron reduction of ferrihydrite under advective flow». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 67, no 16, p. 2977-2992.

- Haverkamp, R., P. Reggiani, P.J. Ross et J.Y. Parlange. 2002. *Soil water hysteresis prediction model based on theory and geometric scaling*. Coll. «Environmental Mechanics, Water, Mass and Energy Transfer in the Biosphere, Geophysical Monograph Series», 129 p.
- Hazen, A. 1911. «Discussion of dams on sand foundations». *Transactions, American Society of Civil Engineers*, vol. 73, p. 199-203.
- Heidel, C., et M. Tichomirowa. 2011. «The isotopic composition of sulfate from anaerobic and low oxygen pyrite oxidation experiments with ferric iron - New insights into oxidation mechanisms». *Chemical Geology*, vol. 281, no 3-4, p. 305-316.
- Hernandez, M. A. 2007. «Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée». Mémoire de maîtrise, Montréal, Canada, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.
- Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics*.
- Hillel, D. 2004. *Introduction to Environmental Soil Physics*. Amsterdam: Academic Press p.
- Holmes, Paul R., et Frank K. Crundwell. 2000. «The kinetics of the oxidation of pyrite by ferric ions and dissolved oxygen: an electrochemical study». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 64, no 2, p. 263-274.

Holubec, I. (2004). Covers For Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review. Rapport NEDEM 1.61.4: 111 p.

Huang, L. N., W. H. Zhou, K. B. Hallberg, C. Y. Wan, J. Li et W. S. Shu. 2011. «Spatial and temporal analysis of the microbial community in the tailings of a Pb-Zn mine generating acidic drainage». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 77, no 15, p. 5540-5544.

Hudson-Edwards, K. A., et K. Wright. 2011. «Computer simulations of the interactions of the (012) and (001) surfaces of jarosite with Al, Cd, Cu²⁺ and Zn». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 75, no 1, p. 52-62.

Huminicki, D. M. C., et J. D. Rimstidt. 2009. «Iron oxyhydroxide coating of pyrite for acid mine drainage control». *Applied Geochemistry*, vol. 24, no 9, p. 1626-1634.

Huyakorn, P.S., S.D. Thomas et B.M. Thompson. 1984. «Techniques for making finite elements competitive in modeling flow in variably saturated porous media». *Water Resources Research*, vol. 20, no 8, p. 1099-1115.

Jambor, J. L. 1994. «Mineralogy of sulphide-rich tailings and their oxidation products». In *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulphide Mine-Wastes*, J. L. Jambor et D. W. Blowes, p. 59-102. Nepean, Ontario: Geological Society of Canada.

Jambor, J. L., et D.W. Blowes. 1998. «Theory and applications of mineralogy in environmental studies of sulfide-bearing mine wastes». In *Modern Approaches to Ore and Environmental Mineralogy*, L.J. Cabri et D.J. Vaughan, p. 367-401: Mineralogical Association of Canada, Short course Series.

- Jambor, J. L., D. K. Nordstrom et C. N. Alpers (2000). Metal-sulfate salts from sulfide mineral oxidation. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*. 40: 302-350 p.
- Jerz, J. K., et J. D. Rimstidt. 2003. «Efflorescent iron sulfate minerals: Paragenesis, relative stability, and environmental impact». *American Mineralogist*, vol. 88, no 11-12 PART 2, p. 1919-1932.
- Joanes, A.M. 1999. «Une analyse hydrogéochemique de l'efficacité de recouvrements multicouches pour le drainage minier acide». Master thesis, Montréal, Département des génies civil, géologique et des mines, Polytechnique Montréal, 208 p.
- Johnson, R. H., D. W. Blowes, W. D. Robertson et J. L. Jambor. 2000. «The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario». *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 41, no 1-2, p. 49-80.
- Jones, E. J. P., T. L. Nadeau, M. A. Voytek et E. R. Landa. 2006. «Role of microbial iron reduction in the dissolution of iron hydroxysulfate minerals». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 111, no 1.
- Journeaux Bédard & Assoc. Inc. (2004). Étude de préfaisabilité, Plan de remplissage du site Norebec-Manitou, Projet Goldex (S-04-1518). Dorval: 35 p.
- Journeaux Bédard & Assoc. Inc. (2005). Rapport S-04-1619 - Evaluation comparative, niveau de préfaisabilité, méthodes de restauration alternatives - Site minier Norebec-Manitou.

Journeaux Bédard & Assoc. Inc. 2007. «Rapport S-04-1851 – Rapport de conception – Parc minier Manitou – Projet Goldex-Manitou, Val d’Or, Québec.».

Julien, M., Mélanie Roy et R. Lacroix. 2017. *Update as of 2017 on the Reclamation Works at the Manitou Site with the Goldex Mine Tailings: 24th Annual BC MEND ML/ARD Workshop* (Vancouver, Canada, November 29 and 30, 2017).

Khalil, B., S. Broda, J. Adamowski, B. Ozga-Zielinski et A. Donohoe. 2014. «Short-term forecasting of groundwater levels under conditions of mine-tailings recharge using wavelet ensemble neural network models». *Hydrogeology Journal*, vol. 23, no 1, p. 121-141.

Kim, H., et C. H. Benson. 2004. «Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste». *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 71, no 1-4, p. 193-218.

Kleinmann, R.L.P., D.A. Crerar et R.R. Pacellil. 1981. «Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation». *Mining Engineering*, vol. 33, no 3, p. 300-312.

Kock, D., et A. Schippers. 2008. «Quantitative microbial community analysis of three different sulfidic mine tailing dumps generating acid mine drainage». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 74, no 16, p. 5211-5219.

Kovacs, G. 1981. *Seepage hydraulics*. Amsterdam.

Kozeny, J. 1953. *Hydraulics*. Amsterdam.

- Kuang, J. L., L. N. Huang, L. X. Chen, Z. S. Hua, S. J. Li, M. Hu, J. T. Li et W. S. Shu. 2013. «Contemporary environmental variation determines microbial diversity patterns in acid mine drainage». *ISME Journal*, vol. 7, no 5, p. 1038-1050.
- Kwong, Y. T. J. (1993). Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. Rapport NEDEM 1.32.1. Canmet, Ottawa.
- Kwong, Y. T. J., G. W. Swerhone et J. R. Lawrence. 2003. «Galvanic sulphide oxidation as a metal-leaching mechanism and its environmental implications». *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, vol. 3, no 4, p. 337-343.
- L'Écuyer, M., R.P. Chapuis et M. Aubertin. 1992. *Propriétés hydro-géotechniques des résidus miniers de Solbec et Cupra, Québec: 45th Canadian Geotechnical Conference* (Toronto, Ontario, 26–28 October 1992). 79-71–79–11 p.
- Lal, R., et M.K. Shukla. 2004. *Principles of Soil Physics*. New York.
- Larsen, O., et D. Postma. 2001. «Kinetics of reductive bulk dissolution of lepidocrocite, ferrihydrite, and goethite». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 65, no 9, p. 1367-1379.
- Lawrence, R. W., et M. Scheske. 1997. «A method to calculate the neutralization potential of mining wastes». *Environmental Geology*, vol. 32, no 2, p. 100-106.

Lawrence, R.W., et Y. Wang (1996). Determination of Neutralization Potential for Acid Rock Drainage Prediction. Rapport NEDEM 1.16.3. Ottawa: 149 p.

Lawrence, R. W., et Y. Wang. 1997. *Determination of neutralisation potential in the prediction of acid rock drainage: 4th ICARD* (Vancouver, BC). 449-464 p.

Le Grand atlas du Canada et du monde (2014). Le Grand atlas du Canada et du monde, 4th ed. ERPI.

Leblanc, Y. (2010). Étude hydrogéologique. Site Manitou, Val D'Or. Richelieu, Richelieu Hydrogéologie Inc.: 22 p.

Lefebvre, R. 1994. «Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes à stériles». Thèse de doctorat, Université Laval.

Lesmes, D.P., et S.P. Friedman. 2005. «Relationships between the electrical and hydrogeological properties of rocks and soils». In *Hydrogeophysics*, Y. Rubin et S.S. Hubbard, p. 87–128. Dordrecht, the Netherlands: Springer.

Li, M., B. Aubé et L. St-Arnaud. 1997. *Considerations in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings: 4th International Conference on Acid Rock Drainage* (Vancouver). 117-130 p.

Li, M.G., et L. St-Arnaud. 1997. *Hydrogeochemistry of secondary mineral dissolution : column leaching experiments using oxidised waste rock: Fourth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (Vancouver, B.C., May 30 - June 6). 465-477 p.

- Liao, Yuehua, Lixiang Zhou, Jianru Liang et Huixin Xiong. 2009. «Biosynthesis of schwertmannite by *Acidithiobacillus ferrooxidans* cell suspensions under different pH condition». *Materials Science and Engineering: C*, vol. 29, no 1, p. 211-215.
- Lin, Z. 1997. «Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden». *Science of the Total Environment*, vol. 198, no 1, p. 13-31.
- Lindsay, M. B. J., M. C. Moncur, J. G. Bain, J. L. Jambor, C. J. Ptacek et D. W. Blowes. 2015. «Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings». *Applied Geochemistry*, vol. 57, p. 157-177.
- Liu, Q., H. Li et L. Zhou. 2008. «Galvanic interactions between metal sulfide minerals in a flowing system: Implications for mines environmental restoration». *Applied Geochemistry*, vol. 23, no 8, p. 2316-2323.
- Loke, M.H. (2004). Tutorial : 2-D and 3-D electrical imaging surveys: 128 p.
- Lottermoser, B. G. 2010. *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts, third ed.* Berlin, Heidelberg.
- Macias, F., M.A. Caraballo, T.S. Rotting, R. Perez-Lopez, J. M. Nieto et C. Ayora. 2012. «From highly polluted Zn-rich acid mine drainage to non-metallic waters: Implementation of a multi-step alkaline passive treatment system to remediate metal pollution». *Science of the Total Environment*, vol. 433, no 2012, p. 323-330.

- Majzlan, J., et S. C. B. Myneni. 2005. «Speciation of iron and sulfate in acid waters: Aqueous clusters to mineral precipitates». *Environmental Science and Technology*, vol. 39, no 1, p. 188-194.
- Maqsoud, A., B. Bussière, M. Aubertin et M. Mbonimpa. 2012. «Predicting Hysteresis of the Water Retention Curve from Basic Properties of Granular Soils». *Geotechnical and Geological Engineering*, vol. 30, no 5, p. 1147-1159.
- Maqsoud, A., B. Bussière, M. Rousselle et M. Aubertin (2010). Instrumentation du parc no 2 du site Manitou : évaluation de la performance d'un recouvrement monocouche fait de rejets de la mine Goldex. Rapport PU-2010-05-523, URSTM: 16 p.
- Maqsoud, A., M. Mbonimpa, B. Bussière et M. Benzaazoua. 2015. *The hydrochemical behaviour of the Aldermac abandoned mine site after its rehabilitation: Canadian Geotechnical Conference, GeoQuébec (Québec, Canada)*.
- Maqsoud, A., M. Mbonimpa, B. Bussière et J. Dionne. 2013. *Restauration du site minier abandonné Aldermac : résultats préliminaires du suivi de la nappe surélevée 66th Canadian Geotechnical Conference and the 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference (Montreal, Quebec, Canada, September 29 - October 3, 2013)*. 8 p.
- Maqsoud, A., C. M. Neculita, B. Bussière, M. Benzaazoua et J. Dionne. 2016. «Impact of fresh tailing deposition on the evolution of groundwater hydrogeochemistry at the abandoned Manitou mine site, Quebec, Canada». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, no 9, p. 9054-9072.

- Marescotti, P., C. Carbone, P. Comodi, F. Frondini et G. Lucchetti. 2012. «Mineralogical and chemical evolution of ochreous precipitates from the Libiola Fe-Cu-sulfide mine (Eastern Liguria, Italy)». *Applied Geochemistry*, vol. 27, no 3, p. 577-589.
- Mayer, K. U. (2000). Min3P V1 User Guide, University of Waterloo, Department of Earth Sciences, Ontario.
- Mbonimpa, M., et M. Aubertin (2002). Mouvement des gaz en milieu poreux partiellement saturés. Rapport EPM-RT-03-04, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Mbonimpa, M., M. Aubertin, M. Aachib et B. Bussière. 2003. «Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, no 5, p. 916-932.
- Mbonimpa, M., M. Aubertin et B. Bussière. 2006. «Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovács (MK) model and statistical models». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 43, no 8, p. 773-787.
- Mbonimpa, M., M. Aubertin et B. Bussière. 2011. «Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: Interpretation and numerical assessment». *Canadian Geotechnical Journal*, no 48, p. 878-890.

- Mbonimpa, M., M. Aubertin, B. Bussière et M. Julien. 2000. «Procédures et interprétation des essais de diffusion et de consommation d'oxygène en laboratoire et in situ». In *Volume des conférences et présentations du Colloque sur la recherche des méthodes innovatrices pour le contrôle du drainage minier acide, NEDEM 2000, 3-5 octobre, Sherbrooke, Qc*, Gouvernement du Québec Direction des communications du ministère des ressources naturelles, Québec, p. 17-22.
- Mbonimpa, M., M. Aubertin, R. P. Chapuis et B. Bussière. 2002a. «Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity». *Geotechnical and Geological Engineering*, vol. 20, no 3, p. 235-259.
- Mbonimpa, M., M. Aubertin, A.-M. Dagenais, B. Bussière, M. Julien et M. Kissiova. 2002b. *Interpretation of Field Tests to Determine the Oxygen Diffusion and Reaction Rate Coefficients of Tailings and Soil Covers: 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference* (Niagara Falls, Ontario). p. 147-154.
- Mbonimpa, M., A. S. Awoh, V. Beaud, B. Bussière et J. Leclerc. 2008a. *Spatial water quality distribution in the water cover used to limit acid mine drainage generation at the Don Rouyn site (QC, Canada): 61th Canadian Geotechnical Conference and the 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference* (Edmonton, 21-24 September 2008). p. 855-862.
- Mbonimpa, M., M. Bouda, I. Demers, M. Benzaazoua, D. Bois et M. Gagnon. 2016. «Preliminary geotechnical assessment of the potential use of mixtures of soil and acid mine drainage neutralization sludge as materials for the moisture retention layer of covers with capillary barrier effects». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 53, no 5, p. 828-838.

- Mbonimpa, M., Jalila Hamdi, A. Maqsoud, B. Bussière et M. Aubertin. 2008b. *Oxygen monitoring in a cover with capillary barrier effects: 61th Canadian Geotechnical Conference and the 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference* (Edmonton, 21-24 September 2008). 831-838 p.
- McGregor, R. G., D. W. Blowes, J. L. Jambor et W. D. Robertson. 1998a. «Mobilization and attenuation of heavy metals within a nickel mine tailings impoundment near Sudbury, Ontario, Canada». *Environmental Geology*, vol. 36, no 3-4, p. 305-319.
- McGregor, R. G., D. W. Blowes, J. L. Jambor et W. D. Robertson. 1998b. «The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff Tailings Area, Sudbury, Ontario, Canada». *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 33, no 3-4, p. 247-271.
- McKibben, Michael A., et Hubert L. Barnes. 1986. «Oxidation of pyrite in low temperature acidic solutions: Rate laws and surface textures». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 50, no 7, p. 1509-1520.
- MDDEP (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs. Québec: 95 p.
- MEND (2001a). Manual report 5.4.2. Volume 1: Summary, Volume 2: Sampling and Analysis, Volume 3: Prediction, Volume 4: Prevention and Control, Volume 5: Treatment, Volume 6: Monitoring. Ottawa, Canada, Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET).
- MEND (2001b). Prevention and Control. MEND Report 5.4.2d. Ottawa, ON, Canada.

MEND (2012). Cold regions covers system design technical guidance document. Rapport NEDEM 1.61.5c: 135 p.

MERN. 2017. «Restauration des sites miniers. Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec». En ligne. <<http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/restauration/restauration-sites.jsp>>. Consulté le 20 juillet 2017.

Mian, M. H., et E. K. Yanful. 2004. «Analysis of wind-driven resuspension of metal mine sludge in a tailings pond». *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 3, no 2, p. 119-135.

Mihelcic, J.R. 1998. *Fundamentals of environmental engineering*. New York.

Miller, C. J., H. Mi et N. Yesiller. 1998. «Experimental analysis of dessiccation crack propagation in clay liners». *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 34, no 3, p. 677-686.

Miller, S.D., J.J. Jeffery et J.W.C. Wong. 1991. *Use and misuse of the acidbase account for "AMD" prediction: Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage* (Montreal, Canada). 489-506 p.

Min, T-K., et V. D. Nhat. 2007. «A Simple Model of Shrinkage Cracking Development for Kaolinite». *Journal of the Korean geotechnical society*, vol. 23, no 9, p. 29-37.

Ministère de la Justice (2017). *Règlement sur les effluents des mines de métaux*. Ottawa: 58 p.

- Molson, J., M. Aubertin et B. Bussière. 2012. «Reactive transport modelling of acid mine drainage within discretely fractured porous media: Plume evolution from a surface source zone». *Environmental Modelling and Software*, vol. 38, p. 259-270.
- Molson, J., M. Aubertin, B. Bussière et M. Benzaazoua. 2008. «Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers». *Applied Geochemistry*, vol. 23, no 1, p. 1-24.
- Moncur, M. C., C. J. Ptacek, D. W. Blowes et J. L. Jambor. 2005. «Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment». *Applied Geochemistry*, vol. 20, no 3, p. 639-659.
- Moncur, M. C., C. J. Ptacek, D. W. Blowes et R. C. Peterson. 2016. «The occurrence and implications of efflorescent sulfate minerals at the former sherritt-gordon Zn-Cu mine, Sherridon, Manitoba, Canada». *Canadian Mineralogist*, vol. 53, no 5, p. 961-977.
- Moncur, M. C., C. J. Ptacek, M. Hayashi, D. W. Blowes et S. J. Birks. 2014. «Seasonal cycling and mass-loading of dissolved metals and sulfate discharging from an abandoned mine site in northern Canada». *Applied Geochemistry*, vol. 41, p. 176-188.
- Morin, K.A., E. Gerencher, C.E. Jones et D.E. Konasewich (1991). Critical literature review of acid drainage from waste rock. MEND Project 1.11.1.
- Morris, P. H., J. Graham et D. J. Williams. 1992. «Cracking in drying soils». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 29, no 2, p. 263-277.

- Moses, C. O., D. K. Nordstrom, J. S. Herman et A. L. Mills. 1987. «Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 51, no 6, p. 1561-1571.
- Mualem, Y. 1976. «A new model to predict the hydraulic conductivity of unsaturated porous media». *Water Resources Research*, vol. 12, p. 513-522.
- Mualem, Y. 1986. «Hydraulic conductivity of unsaturated soils : Prediction and formulas». In *Methods of Soil Analysis, Part 1, 2e édition*, A. Klute, p. 799-823. Madison, WT: Agron. Monogr. No. 9, ASA and SSSA.
- Nastev, M., et M. Aubertin. 2000. *Hydrogeological modelling for the reclamation work at Lorraine site, Québec: 1st joint International Association of Hydrogeologists-Canadian National Chapter and Canadian Geotechnical Conference Groundwater Specialty Conference* (Montreal). 311-318 p.
- NAVFAC DM7 (1974). Design manual - soil mechanics, foundations, & earth structures. US. Government Printing Office. Washington, D.C.
- Neculita, C.M. 2008. «Traitement biologique passif du drainage minier acide: sources de carbone, mécanismes d'enlèvement des métaux et écotoxicité». Thèse de doctorat, Montréal, Québec, Département de génie civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 244 p.
- Nevin, K. P., et D. R. Lovley. 2002. «Mechanisms for accessing insoluble Fe(III) oxide during dissimilatory Fe(III) reduction by *Geothrix fermentans*». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 68, no 5, p. 2294-2299.

- Newman, G. P., et G. W. Wilson. 1997. «Heat and mass transfer in unsaturated soils during freezing». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 34, no 1, p. 63-70.
- Nicholson, R. V., R. W. Gillham, J. A. Cherry et E. J. Reardon. 1989. «Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers». *Revue canadienne de géotechnique*, vol. 26, p. 1-8.
- Nicholson, R.V. 1994. «Chapter 6, Iron-sulfide oxidation mechanisms, Laboratory studies». In *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*, D.W. Blowes et J. L. Jambor, p. 164-183.
- Nicholson, R.V., et J.M. Scharer. 1994. *Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics: ACS Symposium Series* (Washington, DC). Alpers, C.N., Blowes, D.W. (Eds.), *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation.*, 14-30 p.
- Nishioka, J., S. Takeda, C.S. Wong et W.K. Johnson. 2001. «Size-fractionated iron concentrations in the northeast Pacific Ocean: distribution of soluble and small colloidal iron». *Marine Chemistry*, vol. 74, no 2001, p. 157-179.
- Nordstrom, D. K. 2000. «Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters». *International Geology Review*, vol. 42, no 6, p. 499-515.
- Nordstrom, D. K. 2009. «Acid rock drainage and climate change». *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 100, no 2-3, p. 97-104.
- Nordstrom, D. K. 2011. «Hydrogeochemical processes governing the origin, transport and fate of major and trace elements from mine wastes and mineralized rock to surface waters». *Applied Geochemistry*, vol. 26, no 11, p. 1777-1791.

- Nordstrom, D. K., et C. N. Alpers. 1999. «Geochemistry of acid mine waters. In The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A, Processes, Techniques, & Health Issues». *Reviews in Economic Geology*, vol. 6A, p. 133-157.
- Nordstrom, D. K., D. W. Blowes et C. J. Ptacek. 2015. «Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update». *Applied Geochemistry*, vol. 57, p. 3-16.
- Nordstrom, D. K., et G. Southam. 1997. «Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation». *Reviews in Mineralogy*, vol. 35, p. 381-390.
- Nordstrom, D.K. 1982. «Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals». In *Acid Sulfate Weathering. Special Publication 10*, L.R. Hossner, J.A. Kittrick et D.F. Fanning, p. 37–58. Madison: Soil Science Society of American Press.
- Orava, D.A, G.A. Tremblay, A. Tibble et R. Nicholson. 1997. *Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts: 4th ICARD* (Vancouver, Canada). p. 973-983.
- Osinubi, K. J., et C. M. O. Nwaiwu. 2008. «Desiccation-induced shrinkage in compacted lateritic soils». *Geotechnical and Geological Engineering*, vol. 26, no 5, p. 603-611.
- Ouangrawa, M. 2007. «Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydrogéochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés». Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 418 p.

- Ouangrawa, M., M. Aubertin, J. W. Molson, B. Bussière et G. J. Zagury. 2010. «Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 213, no 1-4, p. 437-458.
- Ouangrawa, M., J. Molson, M. Aubertin, B. Bussière et G. J. Zagury. 2009. «Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation». *Applied Geochemistry*, vol. 24, no 7, p. 1312-1323.
- Ouangrawa, M., J. Molson, M. Aubertin, G.J. Zagury et B. Bussière. 2006. *The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: A laboratory and numerical modeling study: 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (St. Louis, Missouri, March 27-30, 2006). 1473-1482 p.
- Ouranos (2015). Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 1, Évolution climatique au Québec: 105 p.
- Pabst, T. 2011. «Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés». Thèse de doctorat, Montréal, QC, Canada, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 582 p.
- Pabst, T., M. Aubertin, B. Bussière et J. Molson. 2010. *Analysis of monolayer covers for the reclamation of acid generating tailings : column tests and interpretation: 63rd Canadian Geotechnical Conference & 6th Canadian Permafrost Conference* (Calgary, Canada, Sept. 12-16 2010).

- Pabst, T., M. Aubertin, B. Bussière et J. Molson. 2011a. *Column tests to assess water flow and oxygen transport in a monolayer cover placed on acid generating tailings: 2011 Mine Closure Conference* (Lake Louise, AB, September 18-21, 2011).
- Pabst, T., M. Aubertin, B. Bussière et J. Molson. 2014. «Column Tests to Characterise the Hydrogeochemical Response of Pre-oxidised Acid-Generating Tailings with a Monolayer Cover». *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 225, no 2, p. 1-21.
- Pabst, T., M. Aubertin, B. Bussière et J. Molson. 2017a. «Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings». *Geotechnical and Geological Engineering*, p. 1-18.
- Pabst, T., J. Molson, M. Aubertin et B. Bussière. 2011b. *Physical and geochemical transport modelling of pre-oxidized acid-generating tailings with a monolayer cover: 2011 Mine Closure Conference* (Lake Louise, AB, September 18-21, 2011).
- Pabst, T., J. Molson, M. Aubertin et B. Bussière. 2017b. «Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover». *Applied Geochemistry*, vol. 78, p. 219-233.
- Paipa, C., M. Mateo, I. Godoy, E. Poblete, M. I. Toral et T. Vargas. 2005. «Comparative study of alternative methods for the simultaneous determination of Fe⁺³ and Fe⁺² in leaching solutions and in acid mine drainages». *Minerals Engineering*, vol. 18, no 11, p. 1116-1119.

- Paradis, S.J. (2007). Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Lac Blouin, Québec, carte 2017A, échelle 1 : 100 000. Commission Géologique du Canada.
- Parbhakar-Fox, A., et B. G. Lottermoser. 2015. «A critical review of acid rock drainage prediction methods and practices». *Minerals Engineering*, vol. 82, p. 107-124.
- Parkhurst, D. L., et C. A. J. Appelo. 1999. «User's guide to PHREEQC (Version 2)- A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Report 99-4259». *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations*, 310 p.
- Peppas, A., K. Komnitsas et I. Halikia. 2000. «Use of organic covers for acid mine drainage control». *Minerals Engineering*, vol. 13, no 5, p. 563-574.
- Peregoedova, Anna. 2012. «Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques de stériles miniers». Mémoire de maîtrise, Montréal, Québec, École Polytechnique de Montréal, 229 p.
- Perera, Y. Y., C. E. Zapata, W. N. Houston et S. L. Houston. 2005. *Prediction of the soil-water characteristic curve based on grain-size-distribution and index properties*. 130-142. p. 49-60
- Péron, H., T. Hueckel et L. Laloui. 2007. «An improved volume measurement for determining soil water retention curves». *Geotechnical Testing Journal*, vol. 30, no 1, p. 1-8.

Plante, B., B. Bussière et M. Benzaazoua. 2014. «Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks». *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 137, p. 37-47.

Potvin, Robin. 2009. «Évaluation à différentes échelles de la performance de systèmes de traitement passif pour des effluents fortement contaminés par le drainage minier acide». Thèse de doctorat, Rouyn-Noranda, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 336 p.

Puppala, A. J., B. Katha et L. R. Hoyos. 2004. «Volumetric shrinkage strain measurements in expansive soils using digital imaging technology». *Geotechnical Testing Journal*, vol. 27, no 6, p. 547-556.

Rakotonimaro, V.T., C. Neculita, B. Bussière, T. Genty et G. Zagury. 2017. *Iron and Sulfate Removal in Highly Contaminated Acid Mine Drainage Using Passive Multi-Step Systems: International Mine Water Association Conference 2017* (Rauha, Lappeenranta, Finland, 25-30 June 2017).

Rescan (1996). Geochemical assessment of Equity Silver tailings pond. MEND Report 2.11.5c. Ottawa, Canada: 123 p.

Rey, N., I. Demers, B. Bussière, M. Mbonimpa et S. Lortie. 2016. *Field experiments to test the elevated water table concept combined with a desulfurized tailings cover layer: GeoChicago* (Chicago, 14-18 August 2016). 10 p.

Ribeta, I., C. J. Ptacek, D. W. Blowes et J. L. Jambor. 1995. «The potential for metal release by reductive dissolution of weathered mine tailings». *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 17, no 3, p. 239-273.

- Ricard, J. F. 1994. «Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers». Thèse de doctorat, Montréal, Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 207 p.
- Ricard, J. F., M. Aubertin, P. Pelletier, P. Poirier et J. McMullen. 1999. *Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada: Sudbury '99-Mining and Environment*. p. 155-164.
- Ricard, J.F., M. Aubertin, F.W. Firlotte, R. Knapp et J. McMullen. 1997. *Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Qc: 4th International Conference on Acid Rock Drainage (Vancouver, B.C., 31 May - 6 June (1997))*. p. 1515-1530.
- Richards, L.A. 1931. «Capillary conduction of liquids through porous mediums». *Physics*, vol. 1, p. 318-333.
- Rivard, C., R. Lefebvre et D. Paradis. 2014. «Regional recharge estimation using multiple methods: An application in the Annapolis Valley, Nova Scotia (Canada)». *Environmental Earth Sciences*, vol. 71, no 3, p. 1389-1408.
- Rotting, T.S., M.A. Caraballo, J.A. Serrano, C. Ayora et J. Carrera. 2008a. «Field application of calcite Dispersed Alkaline Substrate (calcite-DAS) for passive treatment of acid mine drainage with high Al and metal concentrations». *Applied Geochemistry*, vol. 23, p. 1660-1674.
- Rotting, T.S., R.C. Thomas, C. Avora et J. Carrera. 2008b. «Passive treatment of acid mine drainage with high metal concentrations using dispersed alkaline substrate». *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, no 5, p. 1741-1751.

- Saleh Mbemba, Faustin. 2010. «Évaluation de la dessiccation, du retrait et de la fissuration de matériaux silteux peu plastiques». Mémoire de maîtrise, Montréal, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 219 p.
- Saleh Mbemba, Faustin. 2016. «Évaluation du drainage, de la consolidation et de la dessiccation des résidus miniers fins en présence d'inclusions drainantes». Thèse de doctorat, Montréal, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 502 p.
- Salomons, W. 1995. «Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention». *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 52, no 1-2, p. 5-23.
- Sand, W., T. Gehrke, P. G. Jozsa et A. Schippers. 2001. «(Bio)chemistry of bacterial leaching - direct vs. indirect bioleaching». *Hydrometallurgy*, vol. 59, no 2-3, p. 159-175.
- Scanlon, B. R., R. C. Reedy, K. E. Keese et S. F. Dwyer. 2005. «Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the Southwestern USA». *Vadose Zone Journal*, vol. 4, no 1, p. 55-71.
- Scharer, J.M., W.K. Annable et R.V. Nicholson. 1993. *WATAIL 1.0 user's manual*. Waterloo, Ont.: Institute for Groundwater Research, University of Waterloo.
- Schippers, A., et W. Sand. 1999. «Bacterial leaching of metal sulfides proceeds by two indirect mechanisms via thiosulfate or via polysulfides and sulfur». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 65, no 1, p. 319-321.

- SENES (1996). Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 2.17.1. Ottawa, Canada, Canmet.
- Shackelford, C. D. 1991. «Laboratory diffusion testing for waste disposal - A review». *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 7, no 3, p. 177-217.
- Shackelford, C. D. 2014. «The ISSMGE Kerry Rowe lecture: The role of diffusion in environmental geotechnics». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 51, no 11, p. 1219-1242.
- Singer, P.C., et W. Stumm. 1970. «Acidic mine drainage: the rate determining step». *Science*, vol. 167, no 3921, p. 1121-1123.
- Skoog, D.A., et J.J. Leary. 1992. *Principles of instrumental analysis, Fourth Edition*: Saunders College Publishing p.
- Sobek, A.A., W.A. Schuller, J.R. Freeman et R.M. Smith (1978). Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. EPA-600/2-78-054. Environmental Protection Agency. Washington, DC.
- SRK - Steffen Robertson and Kirsten. 1989. «Draft Acid Rock Technical Guide. BC AMD Task Force». vol. 1.
- Straub, Kristina L., Marcus Benz et Bernhard Schink. 2001. «Iron metabolism in anoxic environments at near neutral pH». *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 34, no 3, p. 181-186.

Stumm, W., et J.J. Morgan. 1996. *Aquatic Chemistry : chemical equilibria and rates in natural waters*. New York: p.

Subrahmanyam, T. V., et K. S. E. Forssberg. 1993. «Mineral solution-interface chemistry in minerals engineering». *Minerals Engineering*, vol. 6, no 5, p. 439-454.

Swayze, G.A., G.A. Desborough, K.S. Smith, H.A. Lowers, J.M. Hammarstrom, S.F. Diehl, Leinz, R.W. et R.L. Driscoll (2008). Understanding Jarosite - from Mine Waste to Mars. United States Geological Survey Circular 1328: 8-13 p.

Talmon, A. M., W. G. M. van Kesteren, L. Sittoni et E. P. Hedblom. 2014. «Shear cell tests for quantification of tailings segregation». *Canadian Journal of Chemical Engineering*, vol. 92, no 2, p. 362-373.

Tang, A. M., et Y. J. Cui. 2005. «Controlling suction by the vapour equilibrium technique at different temperatures and its application in determining the water retention properties of MX80 clay». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 42, no 1, p. 287-296.

Tassé, N., et D. Germain (1999). Le parc à résidus miniers Manitou et ses épandages - Caractérisation et options de restauration. Rapport INRS-Géoresources.

Tassé, N., et D. Germain (2003). Site minier Manitou - Caractérisation du milieu et des processus en vue d'une restauration. Rapport INRS-Eau, Terre et Environnement.

Taylor, D.W. 1948. *Fundamentals of Soil Mechanics*. New York.

- Taylor, J. C., et I. Hinczak. 2001. *Rietveld made easy: A Practical Guide to the Understanding of the Method and Successful Phase quantifications*.
- Thériault, V. 2004. «Étude de l'écoulement autour d'une fosse remblayée par une approche de fracturation discrète». Master thesis, Départements des génies civil, géologique et des mines, Polytechnique Montreal, 184 p.
- Therrien, R., R. G. McLaren, E. A. Sudicky et S.M. Panday. 2010. *Hydrogeosphere - A three-dimensional numerical model describing fully-integrated subsurface and surface flow and solute transport*. Université Laval and University of Waterloo, Canada, 457 p.
- Therrien, R., et E. A. Sudicky. 1996. «Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media». *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 23, no 1-2, p. 1-44.
- Thomas, J.E., C.F. Jones, W.M. Skinner et R.S.C. Smart. 1998. «The role of surface sulfur species in the inhibition of pyrrhotite dissolution in acid conditions». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 62, p. 1555–1565.
- Thurston, R. S., K. W. Mandernack et W. C. Shanks Iii. 2010. «Laboratory chalcopryrite oxidation by *Acidithiobacillus ferrooxidans*: Oxygen and sulfur isotope fractionation». *Chemical Geology*, vol. 269, no 3-4, p. 252-261.
- Todd, D.K., et L.W. Mays. 2005. *Groundwater hydrology, 3rd edition*: John Wiley and Sons.

- Toussaint, Richard. 2016. «Influence des caractéristiques physico-chimiques de résidus miniers sulfureux sur leur réactivité à l'oxygène». Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, Polytechnique Montreal, 226 p.
- Tremblay, Dominic. 2006. «Une analyse numérique du comportement hydromécanique des discontinuités en massif rocheux fracturé ». Mémoire de maîtrise, Montréal, Canada, Département des génies civil, géologique et des mines, Polytechnique Montréal, 228 p.
- Tyler, S.W., et S.W. Wheatcraft. 1990. «Fractal processes in soil water retention». *Water Resources Research*, vol. 26, no 5, p. 1047–1054.
- United States Department of Agriculture. 2012. «Chapter 11 : Snowmelt». In *National Engineering Handbook. Part 630 Hydrology*.
- van Genuchten, M Th. 1980. «A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils». *Soil Science Society of America Journal*, vol. 44, no 5, p. 892-898.
- van Genuchten, M.Th., F.J. Leij et S.R. Yates (1991). The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. EPA/600/2-91/065. Riverside, California, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
- Vick, S.G. 1990. *Planning, Design and Analysis of Tailings Dams*. Vancouver, B.C.: BiTech Publishers Ltd. p.

- Wang, H., J. M. Bigham et O. H. Tuovinen. 2006. «Formation of schwertmannite and its transformation to jarosite in the presence of acidophilic iron-oxidizing microorganisms». *Materials Science and Engineering C*, vol. 26, no 4, p. 588-592.
- Weisener, C. G., J. W. Guthrie, C. M. Smeaton, D. Paktunc et B. J. Fryer. 2011. «The effect of Ca-Fe-As coatings on microbial leaching of metals in arsenic bearing mine waste». *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 110, no 1, p. 23-30.
- Welch, Susan A., Dirk Kirste, Andrew G. Christy, Fern R. Beavis et Sara G. Beavis. 2008. «Jarosite dissolution II—Reaction kinetics, stoichiometry and acid flux». *Chemical Geology*, vol. 254, no 1–2, p. 73-86.
- Williamson, M. A., et J. D. Rimstidt. 1994. «The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 58, no 24, p. 5443-5454.
- Wu, J., E. Boyle, W. Sunda et L.-S. Wen. 2001. «Soluble and Colloidal Iron in the Oligotrophic North Atlantic and North Pacific». *Science*, vol. 293, no 847, p. 847-849.
- Yadav, I. C., N. L. Devi et S. Singh. 2015. «Reductive dissolution of iron-oxyhydroxides directs groundwater arsenic mobilization in the upstream of Ganges River basin, Nepal». *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 148, p. 150-160.
- Yanful, E. K., et L. J. J. Catalan. 2002. «Predicted and field-measured resuspension of flooded mine tailings». *Journal of Environmental Engineering*, vol. 128, no 4, p. 341-351.

- Yanful, E. K., P. H. Simms et S. C. Payant. 1999. «Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: A laboratory evaluation of the physics and geochemistry». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 114, no 3-4, p. 347-375.
- Yanful, Ernest K., Ajay Verma et G. Straatman. 2000. «Turbulence driven metal release from suspended pyrrhotite tailings». *Journal of Geotechnical & Geoenvironmental Engineering*, vol. 126, no 12, p. 1157-1165.
- Yesiller, N., C. J. Miller, G. Inci et K. Yaldo. 2000. «Desiccation and cracking behavior of three compacted landfill liner soils». *Engineering Geology*, vol. 57, no 1-2, p. 105-121.

