

Titre: Étude sur les systèmes de traitement alternatifs pour
l'assainissement autonome en Abitibi-Témiscamingue et
caractérisation des dépôts glaciolacustres de la région

Auteur: Michelle Nasrallah

Date: 2023

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Nasrallah, M. (2023). Étude sur les systèmes de traitement alternatifs pour
l'assainissement autonome en Abitibi-Témiscamingue et caractérisation des
dépôts glaciolacustres de la région [Mémoire de maîtrise, Polytechnique
Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/54185/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/54185/>

**Directeurs de
recherche:** Dominique Claveau-Mallet

Programme: Génie civil

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Étude sur les systèmes de traitement alternatifs pour l'assainissement
autonome en Abitibi-Témiscamingue et caractérisation
des dépôts glaciolacustres de la région**

MICHELLE NASRALLAH

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie civil

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Étude sur les systèmes de traitement alternatifs pour l'assainissement autonome en Abitibi-Témiscamingue et caractérisation des dépôts glaciolacustres de la région

présenté par **Michelle NASRALLAH**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Robert CHAPUIS, président

Dominique CLAVEAU-MALLET, membre et directrice de recherche

Benoît COURCELLES, membre et codirecteur de recherche

John MOLSON, membre externe

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier ma directrice de recherche, Mme Dominique Claveau-Mallet pour son encadrement et son support tout au long de ces deux années d'études à Polytechnique Montréal. Je la remercie pour sa confiance en moi, pour ses remarques, les outils et les opportunités d'apprentissage qu'elle m'a donnés et qui m'ont été d'un grand soutien durant mon projet et qui le seront aussi durant mon insertion professionnelle.

Je remercie également les techniciens de laboratoire de géotechnique, Éric Turgeon et Samuel Chénier qui m'ont assistée dans la préparation et la réalisation des essais de caractérisation de sol. Ils ont partagé leurs connaissances et m'ont fourni des documents et des outils très utiles pour l'interprétation de mes résultats. Je remercie les techniciens de laboratoire des eaux usées, Mélanie Bolduc et Gabriel St-Jean, qui m'ont aidée à la préparation des essais d'adsorption du phosphore.

Je remercie les professeurs des six cours que j'ai suivis durant ces deux ans, qui m'ont fourni toutes les notions et les concepts de base en ce qui concerne le traitement des eaux et des eaux usées.

Je remercie mon codirecteur, Benoît Courcelles, pour ses remarques pertinentes qui m'ont permis d'améliorer mon mémoire.

Je remercie Éric Rosa et toute l'équipe du Groupe de Recherche sur l'Eau Souterraine (GRES) de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) de m'avoir fourni les échantillons de sol nécessaires pour mes essais de caractérisation du sol et d'adsorption du phosphore. Je remercie également Éric Rosa, de l'UQAT, d'avoir partagé ses connaissances et ses ressources en ce qui concerne les systèmes de traitement autonomes dans d'autres provinces.

Je remercie le Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) pour leur financement de ce projet, et particulièrement Anibal Jose Schiffino et Marie-Claude Bergeron pour leur suivi et leur confiance en notre équipe.

Je remercie la fondation Samer JARMAK, la fondation LIFE et M. Guy G. Dufresne pour les trois bourses d'excellence qui m'ont permis de poursuivre mes études à Polytechnique Montréal.

Enfin, je remercie mes parents qui m'ont appris à profiter des opportunités, à avoir confiance en moi et à travailler fort, ainsi que mes sœurs, mes cousines et mes amis les plus proches au Canada, au Liban et en France, pour leur support et encouragement durant les hauts et les bas de ces deux ans d'études.

RÉSUMÉ

17% de la population canadienne traitent leurs eaux usées par des systèmes de traitement autonomes et ces systèmes sont spécifiques au règlement de chaque province. Au Québec, le Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), propose plusieurs systèmes qui dépendent des caractéristiques du sol, du débit à traiter, de la fréquence de l'utilisation et des caractéristiques du terrain. Ce mémoire s'intéresse à la région de l'Abitibi-Témiscamingue, où le type de sol glaciolacustre argileux peu perméable impose la mise en place de systèmes très avancés et très onéreux, parfois non abordables financièrement pour les propriétaires des résidences. Dans ce contexte, du matériaux d'emprunt perméable a été utilisé pour la construction de dispositifs autonomes de traitement des eaux usées. Le rejet de l'effluent de ces dispositif a été dirigé vers un fossé. L'objectif principal de ce mémoire est la documentation des systèmes non conformes susmentionnés et leur évaluation pour ensuite proposer des recommandations quant à l'acceptabilité de ces systèmes. Pour ce faire, l'étude a été menée en 6 étapes distinctes:

1. La documentation des systèmes non conformes et leur classement en trois catégories, ce qui a permis de retenir deux modèles de systèmes avec différents exutoires pour chaque catégorie;
2. La caractérisation de 20 échantillons de sol, ce qui a démontré que 75% des échantillons ont une composition en argile supérieure à 65% que, selon leur conductivité hydraulique au laboratoire, ces sols sont considérés imperméables et non convenables pour l'infiltration, et que les argiles ont un potentiel de gonflement important, mais pas sous les conditions de mise en place des systèmes;
3. La cartographie;
4. La première phase de modélisation consistait en des simulations en régime transitoire sur 6 différents modèles de systèmes non conformes les plus communs. Les résultats des simulations ont été comparés à ceux d'un système de traitement conforme selon le règlement. Les résultats ont permis d'identifier les modèles types qui avaient un risque d'engorgement moyen ou élevé.
5. Les inspections sanitaires de 28 systèmes, qui ont démontré que 58% des systèmes avaient une concentration en coliformes fécaux (CF) < 200 UFC/100 mL à la sortie du fossé, ce qui est inférieur aux normes de rejet de CF d'un effluent tertiaire avec désinfection, et le reste

des installations avaient des concentrations entre 200 et 50 000 UFC/100 mL, ce qui respecte les normes de rejet d'un effluent de traitement secondaire avancé (STSA). La plupart des systèmes montraient des concentrations en phosphore $> 3,8$ mg/L à la sortie du fossé. Les résultats des inspections n'ont pas permis d'identifier clairement un lien de cause à effet entre la présence d'une installation septique et la présence de CF dans le fossé au niveau de la sortie de l'installation septique. Pour le phosphore (P), on note une augmentation plus systématique de la concentration en P dans le fossé vers l'aval hydraulique.

6. La deuxième phase de modélisation par simulations en régime transitoire, où les modèles avec un risque d'engorgement faible et moyen ont été évalués avec plus de détails selon les critères de pente, de dimension, de géométrie et de débit. Les paramètres observés sont le niveau de saturation, la concentration en virus à la sortie du fossé, et le moment auquel le P et les virus atteignent l'exutoire du système. Le pourcentage d'abattement des virus dans tous les systèmes varie entre 24% et 76%, et dans la plupart des cas le P et les virus atteignent l'exutoire durant la première année d'utilisation.

Grâce à ces étapes de travail, une liste de 9 recommandations a été proposée au MELCCFP pour de nouveaux systèmes de traitement adaptés à ce type de sol, qui devraient être composés d'une fosse septique, d'un STSA ou d'un filtre à sable classique (FAS) et d'un champ de polissage. On recommande que ce dernier soit constitué par un sable d'emprunt qui suivrait les spécifications du sable filtrant permis au règlement pour les FAS. Le champ de polissage doit être suivi d'un exutoire, qui consiste en un empierrement en gravier et un fossé de rejet. Cet exutoire a pour but de prévenir les risques d'engorgement et de résurgences en menant les excès d'eau vers le fossé. L'eau arrivée vers le fossé aura atteint un niveau de traitement suffisant en ce qui concerne les DBO₅C, MES, virus et CF. En ce qui concerne le P, les résultats ont démontré que les systèmes alternatifs proposés sont une source probable de contamination en phosphore, mais ne représentent pas un risque de contamination supérieur à celui d'un système conventionnel basé sur l'infiltration en considérant des sols avec la même capacité d'adsorption du phosphore. De plus, ces modèles peuvent être alimentés gravitairement ou par un système de distribution à faible pression (SDFP). La pente doit idéalement varier entre 1% et 5%, et les dimensions du champ de polissage sont conformes à ceux proposés actuellement au règlement. L'aspect du gonflement devrait être plus étudié pour comprendre le comportement de l'argile à l'interface entre les sédiments argileux et le perré, afin d'évaluer les risques de suffosion et de colmatage à long terme au niveau du perré,

notamment en lien avec le gonflement et les cycles de gel/dégel et les critères de filtration. Finalement, il est recommandé de sélectionner un système mis en place qui répond aux critères de pente, de sable d'emprunt et de fossé, et d'effectuer des essais extensifs sur le sol du champ de polissage ainsi que sur l'eau qui se dégage du fossé, en particulier pour le suivi du fonctionnement du perré.

L'objectif secondaire porte sur la détermination et la comparaison de l'efficacité d'enlèvement du phosphore par adsorption par le sable d'emprunt proposé, ce qui a été déterminé par des essais en lot d'adsorption du phosphore. Il a été démontré dans la littérature et dans les essais en lot effectués que la capacité d'adsorption des sables d'emprunts proposés n'est pas très élevée, et que la durée de vie d'un FAS ou CP constitué de tels sables ne dépasserait pas 2 ans en termes de saturation en phosphore ou en capacité d'adsorption du phosphore, ce qui concorde avec les résultats de modélisation. Le risque de désorption du P durant les périodes de pluie et de fonte de neige est également à considérer. Il a ainsi été recommandé de considérer une configuration qui dévierait l'eau de pluie du champ de polissage, tel que le modèle proposé par la Nouvelle-Écosse, et de considérer une nouvelle technologie en cours de développement où une couche de matériaux plus adsorbants pourrait être superposée au sable d'emprunt naturel et aurait un double avantage de pouvoir ajouter un niveau de traitement additionnel, et d'être changeable quand le filtre est saturé. De même, il serait intéressant d'évaluer la capacité de sorption de P à long terme dans des champs de polissage à l'échelle de la région, et pour ce, il faudrait mesurer des isothermes d'adsorption sur plusieurs échantillons de sable en provenance des principales sablières de l'Abitibi-Témiscamingue, afin de bien représenter les sables qui sont couramment utilisés dans la pratique.

ABSTRACT

17% of the Canadian population treat their wastewater through on-site treatment systems which are defined by the regulations of each province. In Quebec, the Ministry of the Environment, *Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs* (MELCCFP), offers several systems that depend on the characteristics of the soil, the flow to be treated, the frequency of use and the terrain characteristics. This master's project focuses on the region of Abitibi-Témiscamingue, where the low-permeability clayey glaciolacustrine soil requires the installation of very advanced and very expensive systems, that sometimes are not affordable for homeowners. In this context, permeable borrow material was used for the construction of on-site wastewater treatment devices. The discharge of the effluent from these devices was directed to a ditch. The main objective of this project is to document the aforementioned non-compliant systems, evaluate and then propose recommendations as to the acceptability of these systems. To do this, the study was conducted in 6 distinct stages:

1. The documentation of non-compliant systems to classify them into three categories, which made it possible to retain two models of systems with different outlets for each category.
2. The characterization of 20 soil samples, which demonstrated that 75% of the samples have a clay composition greater than 65% and that, based on their hydraulic conductivity as measured in the laboratory, these soils are considered impermeable and not suitable for infiltration, and that clays have a high swelling potential, but not under the conditions of installation of the systems.
3. Mapping of the different systems.
4. The first modeling phase consisted of simulations on 6 most common non-compliant system models. The results of the simulations were compared to those of a compliant treatment system - according to the regulation. The results made it possible to identify the typical models that had a medium or high risk of over-saturation.
5. The sanitary inspections of 28 systems, which demonstrated that 58% of the systems had a faecal coliform (FC) concentration < 200 CFU/100 mL at the ditch outlet, which is below the FC discharge standards of a tertiary effluent with disinfection, and the rest of the facilities had concentrations between 200 and 50,000 CFU/100 mL, which meets the discharge standards of the effluent of an advanced secondary treatment system (ASTS). Most systems showed phosphorus concentrations > 3.8 mg/L at the ditch outlet. The results of the

inspections did not make it possible to clearly identify a causal link between the presence of a septic installation and the presence of FC in the ditch at the level of the outlet of the septic installation. For phosphorus (P), there is a more systematic down-gradient increase in the P concentration in the ditch.

6. The second modeling phase, where the models with low and medium flooding risk were evaluated in more detail according to the criteria of slope, dimension, geometry and flow. The observed parameters are the saturation level, the virus concentration at the exit of the ditch, and the moment at which the P and the viruses reach the outlet of the system. The percentage of virus removal in all systems varies between 24% and 76%, and in most cases P and viruses reach the outlet within the first year of use.

Thanks to these steps, a list of 10 recommendations was proposed to the MELCCFP for new treatment systems adapted to this type of soil, which should be composed of a septic tank, an ASTS or a conventional sand filter (SF) and a polishing field. It is recommended that the latter be made up of an imported sand that would follow the specifications of the filter sand allowed in the regulations for the SF. The polishing field must be followed by an outlet, which consists of a gravel strip and a disposal ditch. The purpose of this outlet is to prevent the risk of flooding and resurgence by leading excess water towards the ditch. The water arriving to the ditch will have reached a sufficient level of treatment with regard to BOD₅C, Suspended Solids (SS), viruses and CF. Regarding P, the results demonstrated that the proposed alternative systems are a probable source of phosphorus contamination, but do not represent a higher risk of contamination than a conventional system based on infiltration while considering soils with the same phosphorus adsorption capacity. Additionally, these models can be gravity fed or fed by a low-pressure distribution system. The slope should ideally vary between 1% and 5%, and the dimensions of the polishing field should comply with those currently proposed in the regulations. The aspect of the swelling should be further studied to understand the behavior of the clay at the interface between the clay sediments and the gravel outlet, in order to assess the risks of suffusion and long-term clogging at the level of the gravel outlet, in particular in relation to swelling and freezing/thawing cycles. Finally, it is recommended to select an installed system that meets the criteria of slope, imported sand and ditch, and to perform extensive testing on the soil of the polishing field as well as on the water at the ditch, particularly to monitor the functioning at the gravel outlet.

The secondary objective is to determine and compare the efficiency of phosphorus adsorption by the proposed imported sand, which was determined by phosphorus adsorption batch tests. It has been shown in the literature and in the batch tests, that the adsorption capacity of the proposed imported sands is not very high, and that the life of an SF or polishing bed made up of such sands would not exceed 2 years in terms of phosphorus saturation and adsorption capacity, which is consistent with the modeling results. The risk of P desorption during periods of rain and snowmelt should also be considered. It was thus recommended to consider a configuration that would divide the rainwater from the polishing field, such as the model proposed by Nova Scotia, and to consider a new technology under development where a layer of more adsorbent materials could be superimposed on natural imported sand and would have the double advantage of being able to add an additional level of treatment, and of being changeable when the filter is saturated. Similarly, it would be interesting to evaluate the long-term P sorption capacity in polishing fields on the scale of the region, and for this, it would be necessary to measure adsorption isotherms on several samples of sand from the main sandpits of Abitibi-Témiscamingue, in order to properly represent the sands that are commonly used in practice in the region.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ.....	iv
ABSTRACT.....	vii
LISTE DES TABLEAUX	xiii
LISTE DES FIGURES	xv
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xvii
LISTE DES ANNEXES	xix
CHAPITRE 1 Introduction	1
CHAPITRE 2 Revue de littérature	6
2.1 Nature du dépôt du sol en Abitibi-Témiscamingue.....	6
2.2 Dispositifs de traitement disponibles au guide du RETEURI	8
2.2.1 Revue des types de traitement disponibles.....	8
2.2.2 Revue des normes de rejet selon chaque élément de traitement.....	13
2.3 Revue des dispositifs de traitement disponibles dans d'autres provinces du Canada.....	15
2.3.1 Solution du type 1 : Wisconsin.....	16
2.3.2 Solution du type 2 : Nouvelle-Écosse	18
2.3.3 Solution du type 3 : Ontario	20
2.4 Protocoles et tests standards d'inspections sanitaires au Québec.....	21
2.5 Adsorption du phosphore sur des sables	24
2.5.1 Le phosphore et les matériaux filtrants.....	25
2.5.2 Procédure d'essais d'adsorption en lot	27
2.5.3 Comportement de rétention du phosphore à long terme.....	29
CHAPITRE 3 Méthodologie	33
3.1 Volet I	33
3.1.1 Documentation des systèmes non conformes.....	33
3.1.2 Caractérisation expérimentale du sol.....	33

3.1.3	Cartographie	37
3.1.4	Inspections sanitaires.....	37
3.1.5	Phase I de modélisation en régime transitoire	39
3.1.6	Phase II de modélisation.....	43
3.2	Volet II.....	43
CHAPITRE 4	Résultats du volet I	48
4.1	Résultats de la documentation des systèmes	48
4.2	Résultats de la caractérisation expérimentale du sol	51
4.2.1	Résultats des essais de lavage au 80 µm, de granulométrie et de sédimentométrie	51
4.2.2	Résultats des essais de teneur en eau et des limites de plasticité et de liquidité	52
4.2.3	Résultats des essais de gonflement.....	55
4.3	Cartographie.....	58
4.4	Résultats de la campagne des inspections sanitaires	60
4.4.1	Liste des sites pour les inspections sanitaires.....	60
4.4.2	Résultats des observations et données qualitatives	64
4.4.3	Résultats des analyses des échantillons d'eau potable et des échantillons de surface	67
4.4.4	Autres analyses.....	72
4.4.5	Conclusion.....	73
4.5	Phase I de modélisation : Évaluation des risques et choix des systèmes.....	74
4.5.1	Détails des modélisations	74
4.5.2	Résultats	75
4.6	Phase II de modélisation : Validation des critères de conception et performance	76
4.6.1	Modèles proposés pour la modélisation	76
4.6.2	Schémas et présentation des critères de conception	79
4.6.3	Résultats	85
CHAPITRE 5	Résultats du Volet II.....	94
CHAPITRE 6	Conclusion et Recommandations.....	101
6.1	Conclusions volet I	101
6.1.1	Recommandation 1 : Besoin d'un nouveau système de traitement.....	101
6.1.2	Recommandation 2 : Utilisation de sable d'emprunt	102

6.1.3	Recommandation 3 : Présence d'un fossé.....	102
6.1.4	Recommandation 4 : Pente du terrain	102
6.1.5	Recommandation 5 : Géométrie et sens du champ de polissage.....	103
6.1.6	Recommandation 6 : Système de distribution	103
6.1.7	Recommandation 7 : Risque de gonflement.....	103
6.1.8	Recommandation 8 : Mode d'évacuation de l'effluent et exigences sur le phosphore	104
6.1.9	Recommandation 9 : Essais sur un système pour une période prolongée	104
6.2	Conclusions volet II.....	105
RÉFÉRENCES.....		107
ANNEXES		112

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Étapes du projets, sous-objectifs et intervenants	3
Tableau 2.1 Pourcentage du recouvrement des terrains couverts par PACES-AT1 et PACES-AT2 par les différents types de dépôts	8
Tableau 2.2 Revue des dispositifs de traitement du RETEURI selon les différents critères de choix	11
Tableau 2.3 Concentrations maximales des contaminants de l'effluent de différents éléments de traitement.....	13
Tableau 2.4 Efficacité d'un épandage souterrain	14
Tableau 2.5 Pistes de solutions pour les systèmes de traitement potentiels à implémenter en contexte de sols argileux.	16
Tableau 2.6 Liste exhaustive des méthodes d'inspections sanitaires telle que rapportées par Mansour et Claveau-Mallet (2022)	23
Tableau 2.7 Classification des matériaux filtrants selon Cucarella et Renman (2009).....	29
Tableau 3.1: Essais effectués pour caractériser les 20 échantillons de sol, et les normes correspondantes	36
Tableau 3.2: Programme d'échantillonnage dans le fossé	39
Tableau 3.3 Paramètres reliés au phosphore et aux virus	41
Tableau 3.4 Paramètres des milieux poreux.....	42
Tableau 4.1: Répartition des systèmes selon les catégories	48
Tableau 4.2: Résultats des essais de gonflement sur les 4 échantillons choisis	58
Tableau 4.3: Répartition des sites selon les niveaux de perméabilité	59
Tableau 4.4: Nombre de systèmes présentés pour chaque catégorie et système	61
Tableau 4.5: Liste des sites pour les inspections sanitaires selon le type et la catégorie	62
Tableau 4.6: Résultats des observations visuelles.....	64

Tableau 4.7: Répartition des systèmes selon la concentration de coliformes fécaux dans le fossé	70
Tableau 4.8: Répartition des systèmes selon la concentration en phosphore dans le fossé	71
Tableau 4.9: Niveau de risque d'engorgement des différents systèmes	76
Tableau 4.10: Récapitulatif des modèles choisis pour subir la phase II de modélisation	78
Tableau 4.11: Critères de conception pour la deuxième phase de modélisation.....	82
Tableau 4.12: Résultats de l'épaisseur minimale non-saturée, année d'arrivée du phosphore au fossé et abattement de virus	91
Tableau 5.1 pH, températures et concentrations initiales des solutions de KH_2PO_4	94
Tableau 5.2 pH, température et concentrations à t_{20h} des échantillons	95
Tableau 5.3 Coefficients de Freundlich des isothermes d'adsorption des sables SG et SL	97
Tableau 5.4 Coefficients de Langmuir des isothermes d'adsorption des sables SG et SL	98
Tableau 5.5 Durées de vie du champ de polissage pour les sables SG et SL	99
Tableau 6.1: Récapitulatif des modèles finaux recommandés	101
Tableau B. 1 Résultats des essais de caractérisations du sol.....	118
Tableau C. 1 Données brutes des observations visuelles rapportées durant les inspections sanitaires	120
Tableau C. 2 Données complètes des prélèvements d'échantillons au robinet et au fossé avec calculs.....	123

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Localisation des projets PACES-AT1 et PACES-AT2 en Abitibi-Témiscamingue, <i>figure tirée du rapport PACES-AT1, page 2, (Cloutier et al., 2013a)</i>	6
Figure 2.2 Composantes du système de type "Wisconsin Mound" (Converse & Tyler, 1986). ...	17
Figure 3.1: Position des 20 sites d'échantillonnage sur la carte de l'Abitibi-Témiscamingue	35
Figure 3.2: Schéma de localisation des échantillons dans les fossés (vue en plan). Échantillons représentés par des x rouges. Sens de l'écoulement de l'eau représenté par des flèches noires. ..	39
Figure 3.3 Conditions aux frontières au voisinage d'un fossé.....	40
Figure 3.4 Granulométrie du sable SL	47
Figure 3.5 Granulométrie du sable SG	47
Figure 3.6 Granulométrie et sédimentométrie du sable SF	47
Figure 4.1: Systèmes-types retenus selon chaque catégorie	50
Figure 4.2: Courbes granulométriques des 20 échantillons de sol	52
Figure 4.3: Classement des 20 échantillons sur l'abaque de Casagrande	53
Figure 4.4 Potentiel de gonflement qualitatif des échantillons selon (Seed et al., 1962)	54
Figure 4.5: Courbes de variation de la hauteur des échantillons 5, 9, 16 et 20 pour chaque degré de chargement	56
Figure 4.6: Carte des 223 sites, des sites pour les inspections sanitaires et des sites d'échantillonnage des sols.....	60
Figure 4.7: Répartition des sites sélectionnés pour les inspections sanitaires	62
Figure 4.8: Moyenne des valeurs des coliformes fécaux pour les échantillons en amont et au niveau du dispositif	69
Figure 4.9: Différence entre les moyennes en amont et au niveau de la sortie du dispositif de traitement pour chaque site	69
Figure 4.10: Moyenne des concentrations de phosphore pour les échantillons en amont et au niveau de la sortie du dispositif de traitement	71

Figure 4.11: Section montrant le filtre à sable, champ de polissage et fossé du système ISA28 .	72
Figure 4.12 Exemple de modification de pente pour le modèle 1B	74
Figure 4.13: Modèles proposés pour la phase II de modélisation	80
Figure 4.14: Résultats de modélisation de la simulation 1.....	86
Figure 4.15: Résultats de modélisation de la simulation 9.....	87
Figure 4.16: Configuration rectangulaire du champ de polissage selon la pente.....	89
Figure 5.1 Isothermes d’adsorption de Freundlich des sables SG et SL	96
Figure 5.2 Isothermes d’adsorption de Langmuir des sables SG et SL	97
Figure A. 1 Solution Sloping sand filter de la Nouvelle-Écosse (tirée de l’Annexe D du (MENS, 2022))	112
Figure A. 2 Solution C2 Standard de la Nouvelle-Écosse (tirée de l’Annexe D du (MENS, 2022))	113
Figure A. 3 Solution C2 Raised de la Nouvelle-Écosse (tirée de l’Annexe D du (MENS, 2022))	114.
Figure A. 4 Solution C3 contour disposal field (mantle) de la Nouvelle-Écosse (tirée de l’Annexe D du (MENS, 2022)).....	115
Figure A. 5 Solution Mound with mantle de la Nouvelle-Écosse (tirée de l’Annexe D du (MENS, 2022))	116
Figure A. 6 Solution Mound without mantle de la Nouvelle-Écosse (tirée de l’Annexe D du (MENS, 2022)).....	117
Figure B.1 Exemples de triangles de corrélation (sites 1, 3, 5 et 20).....	119

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A _c	Activité
CAM	Capacité d'adsorption maximale
CC	Chambre à coucher
CF	Coliformes fécaux
CGC	Commission géologique du Canada
CP	Champ de polissage
DBO ₅ C	Demande biologique en oxygène, partie carbonée, 5 jours
FAS	Filtre à sable
GRES	Groupe de recherche sur l'eau souterraine
I _p	Indice de plasticité
IS	Inspection sanitaire
FASL	Filtre à sable latéral
LL	Limite de liquidité
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs
MES	Matières en suspension totales
NRCS	National Resources Conservation Service
OBVAJ	Organisme du bassin versant de l'Abitibi Jamésie
P	Phosphore
PACES	Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue
PD	Phosphore dissous
PL	Limite de plasticité
POD	Phosphore organique dissous

PP	Phosphore particulaire
PRS	Phosphore réactif soluble
RETEURI	Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées
S	Potentiel de gonflement
SDFP	Système de distribution à faible pression
FASP	Filtre à sable en pente
STEU	Systèmes de traitement des eaux usées
STP	Système de traitement primaire
STS	Système de traitement secondaire
STSA	Système de traitement secondaire avancé
STT	Système de traitement tertiaire
TCH	Taux de charge hydraulique
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
USBR	United States Bureau of Reclamation
USDA	United States Department of Agriculture

LISTE DES ANNEXES

Annexe A : Schémas des STEU de la Nouvelle-Écosse	112
Annexe B : Résultats des essais de caractérisation du sol.....	118
Annexe C : Données du rapport d'inspections sanitaires.....	120

CHAPITRE 1 Introduction

Contexte et objectifs

Dans de vastes pays comme le Canada, certaines résidences dans les régions rurales ne sont pas raccordées à un réseau d'égout municipal, ce qui impose le besoin de traiter les eaux usées au niveau de la résidence elle-même. Le présent projet de recherche concerne la région de l'Abitibi-Témiscamingue au Québec qui est atteinte par ce problème-ci. Normalement, la solution est de mettre en place des systèmes de traitement autonomes. Dans le règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (RETEURI) du Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), plusieurs systèmes sont proposés dépendamment des caractéristiques du sol, du débit à traiter, de la fréquence de l'utilisation et des caractéristiques du terrain. Ces systèmes sont classés en tant que primaires, secondaires, secondaires avancés et tertiaires, ainsi que les systèmes basés sur l'infiltration mis à la suite des systèmes de traitement primaires. Naturellement, plus le système est complexe, plus il est onéreux, et dans le cas de la région considérée, le type de sol glaciolacustre argileux peu perméable impose la mise en place de systèmes tertiaires avec déphosphatation et/ou désinfection qui sont considérablement plus chers. À cause de ces prix-là, plusieurs propriétaires de résidence se sont trouvés incapables de mettre en place les systèmes réglementaires, et les municipalités concernées ont toléré des systèmes non conformes avec ajout de matériaux d'emprunt perméables pour pouvoir répondre aux demandes de traitement tout en considérant des coûts acceptables aux citoyens.

Prenant compte de la situation, le Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) a pris en charge de trouver une solution à cette problématique et a mandaté Polytechnique Montréal pour leur fournir des recommandations par le biais de 5 livrables, dont le dernier réside dans ce mémoire.

Ainsi, **l'objectif principal** de ce mémoire est la documentation des systèmes non conformes susmentionnés et leur évaluation pour ensuite proposer des recommandations quant à l'acceptabilité de ces systèmes. Pour ce, l'étude a été menée en 6 étapes distinctes, soient : la documentation des systèmes non conformes en trois catégories, la caractérisation expérimentale du sol, la cartographie, les inspections sanitaires, ainsi que deux phases de modélisation. Grâce à ses étapes de travail, une liste de recommandations a pu être proposée au MELCCFP sous le cadre

du livrable 5 : « Étude sur les dispositifs de traitement alternatifs pour l’assainissement autonome en Abitibi-Témiscamingue » (Nasrallah et al., 2022) qui inclut toutes les étapes de travail présentées dans ce mémoire. Les livrables 2, 3 et 4 seront mentionnés au besoin dans ce mémoire dans leurs contextes respectifs.

Les recommandations proposées ont permis de poursuivre le travail vers un second objectif. On verra que les systèmes avec sable d’emprunt et un certain exutoire – qui sera défini et détaillé dans le corps du mémoire – seront considérés acceptables et recommandés au MELCCFP. Ainsi, **l’objectif secondaire** porte sur la détermination et la comparaison de l’efficacité d’enlèvement du phosphore par adsorption sur le sable d’emprunt proposé, ce qui a été déterminé par des essais d’adsorption du phosphore.

Ce mémoire est ainsi divisé en deux volets distincts :

- Volet I : « Développement de critères de conception d’installations septiques avec sable d’emprunt ». Ce volet inclut les recommandations et la proposition de systèmes alternatifs de traitement autonome qui servent l’objectif primaire, et qui sont sous le mandat du MELCCFP;
- Volet II : « Potentiel de rétention du phosphore du sable d’emprunt ». Ce volet couvre la détermination et la comparaison de l’efficacité de l’enlèvement du phosphore par adsorption sur le sable d’emprunt qui sert l’objectif secondaire, qui résulte des résultats de l’objectif primaire, et qui **n’est pas** sous le mandat du MELCCFP.

Contenu de ce mémoire

La revue de littérature au **CHAPITRE 2** couvre une revue sur la nature du dépôt du sol en Abitibi-Témiscamingue qui est la base de la problématique du mandat du MELCCFP et de ce mémoire, pour ensuite balayer les systèmes retrouvés au RETEURI ainsi que dans d’autres provinces du Canada, soient la Nouvelle-Écosse et l’Ontario, ainsi que l’état du Wisconsin des États-Unis. La revue donne également un aperçu des pratiques des inspections sanitaires et des normes de phosphore au Québec ainsi qu’une revue des protocoles et des études qui traitent sur l’adsorption du phosphore sur du sable. Les sous-objectifs et la méthodologie de chacune des étapes susmentionnées seront présentés en détail dans le **CHAPITRE 3**, pour ensuite présenter les résultats du **volet I** au **CHAPITRE 4**, les résultats de **volet II** au **CHAPITRE 5** et enfin les conclusions et recommandations en relation aux deux volets au **CHAPITRE 6**. Il est à noter que

le développement des sous-objectifs, méthodologie, résultats et recommandations du volet I sont directement tirés du livrable 5 susmentionné qui est un rapport non publié, présenté au MELCCFP en version finale le 25 novembre 2022 sous le mandat donné à Polytechnique Montréal. Le contenu de ce livrable a été utilisé intégralement pour constituer les parties concernant le volet I des chapitres 3, 4, et 6 de ce mémoire.

Un récapitulatif des différentes étapes du projet, de leurs sous-objectifs et des différentes parties prenantes dans chacune est présenté au **Tableau 1.1**. Le projet a impliqué la participation de Patrick Morin (étudiant Ming), Sorour Sheibani (étudiante PhD) et Michelle Nasrallah (étudiante MScA), de Polytechnique Montréal. Il a également impliqué la participation de l'équipe du professeur Éric Rosa de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT).

Tableau 1.1 Étapes du projets, sous-objectifs et intervenants

Étape	Sous-objectifs	Personnes en charge / Intervenants
Volet I : Inclut dans le mandat du MELCCFP		
Recrutement de municipalités partenaires	Recueillir les permis municipaux qui fourniront des informations à propos des systèmes non-conformes.	Responsable : MELCCFP
Documentation des systèmes non-conformes	Identifier les trois principaux traitements d'infiltration dans des sédiments glaciolacustres.	Responsable : Patrick Morin Intégration et bonification : Michelle Nasrallah
Caractérisation expérimentale du sol	Caractériser et classer les sols.	Échantillonnage : Équipe de l'UQAT menée par Éric Rosa Responsable : Michelle Nasrallah Superviseurs de laboratoire : Éric Turgeon et Samuel Chénier

Tableau 1.1 Étapes du projets, sous-objectifs et intervenants (suite)

Cartographie	1. Mettre en plan les informations concernant la géologie du dépôt de sédiments en Abitibi-Témiscamingue; 2. Choisir les sites pour les essais de gonflement; 3. Choisir les sites pour l'inspection sanitaire.	Responsable : Michelle Nasrallah
Inspections sanitaires	1. S'assurer du bon fonctionnement général de l'installation septique; 2. Caractériser plus finement les ouvrages qui sont non-conformes; 3. Évaluer la performance hydraulique et performance de traitement des trois catégories et types d'exutoires.	Conception : Dominique Claveau-Mallet Inspections : L'Organisme du bassin versant de l'Abitibi-Jamésie (OBVAJ) Coordination : MELCCFP Analyse et intégration : Michelle Nasrallah
Phase I de modélisation	7. Évaluer l'intégrité hydraulique du système par la détermination du risque d'ennoiement; 8. Évaluer le temps de migration du phosphore vers l'exutoire; 9. Évaluer le pourcentage d'enlèvement de virus.	Responsable : Sorour Sheibani Analyse et intégration : Michelle Nasrallah
Phase II de modélisation	1. Valider l'intégrité hydraulique des systèmes selon le nombre de chambres à coucher; 2. Déterminer le niveau de performance du système selon le taux d'occupation réel de la résidence; 3. Déterminer l'effet du positionnement du champ de polissage vis-à-vis la pente et l'effet de la géométrie du champ.	Responsable : Sorour Sheibani Analyse et intégration : Michelle Nasrallah

Tableau 1.1 Étapes du projets, sous-objectifs et intervenants (suite)

Volet II : Non inclut dans le mandat du MELCCFP		
Essais d'adsorption du phosphore sur le sable	1. Mesurer la capacité d'adsorption sur du sable qui vérifier les conditions de sable d'emprunt 2. Comparer la valeur d'adsorption de plusieurs sables d'emprunt	Responsable : Michelle Nasrallah Superviseurs de laboratoire : Mélanie Bolduc et Gabriel St-Jean

CHAPITRE 2 Revue de littérature

2.1 Nature du dépôt du sol en Abitibi-Témiscamingue

La problématique de ce travail de maîtrise commence par le besoin de trouver un système de traitement autonome adéquat lorsque la nature du dépôt du sol est argileuse, donc non-adéquate pour l'infiltration. Parmi les travaux les plus récents concernant la caractérisation du dépôt du sol en Abitibi-Témiscamingue, on retrouve les travaux des deux parties du *Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue*, PACES-AT1 et PACES-AT2. Bien que les projets PACES aient pour objectif principal de dresser un portrait synthèse de la ressource en eau souterraine de la région, une revue du contexte géologique régional a été effectuée puisque sa connaissance est essentielle pour dresser un portrait exhaustif de l'eau souterraine (Cloutier et al., 2013a). Les projets PACES-AT1 et PACES-AT2 couvrent des étendues de 9 237 km² (Cloutier et al., 2013a) et 10 361 km² (Cloutier et al., 2015a) respectivement tels que présentés à la **Figure 2.1**.



Figure 2.1 Localisation des projets PACES-AT1 et PACES-AT2 en Abitibi-Témiscamingue, figure tirée du rapport PACES-AT1, page 2, (Cloutier et al., 2013a).

Dans le cadre des projets PACES, les cartes de dépôts de surface de la Commission géologique du Canada (CGC) (Veillette, 1996) ont été retenues afin de présenter la répartition spatiale des dépôts quaternaires. La dernière glaciation a contribué au modelage du paysage actuel et de la géologie du Quaternaire, et, selon les travaux de Veillette, la stratigraphie du Quaternaire est composée par des dépôts glaciaires (till), fluvioglaciaires, glaciolacustres, alluviaux et organiques (Veillette, 1996). Ces termes sont définis ci-après.

Les **dépôts glaciaires** « résultent du transport par la glace de fragments arrachés au substrat rocheux et de la reprise en charge de dépôts meubles anciens. [...] La granulométrie moyenne de sa matrice (taille inférieure à 2 mm) varie entre environ 60-70 % de sable, 20-25 % de limon et moins de 5 % d'argile ». (Cloutier et al., 2013a). Les dépôts **flaviolacustres** « sont des sédiments mis en place au contact ou à proximité du glacier par les eaux de fontes », ils sont « une accumulation linéaire rectiligne ou sinueuse de sables et de graviers » (Cloutier et al., 2013a). Les dépôts **glaciolacustres** sont des sédiments déposés par les eaux de fonte des glaciers dans les lacs de marge de glace formés eux-mêmes par l'érosion ou le dépôt glaciaire qui a eu lieu durant la dernière glaciation (Krzic et al., 2010). Ils constituent des « sédiments à grains fins formant des rythmites d'argiles et de limons (varves) » (Nadeau, 2011). Les dépôts **alluviaux** proviennent majoritairement de l'érosion de la plaine argileuse par les cours d'eau et se composent globalement de sables limoneux, limons argileux, sables et graviers (Cloutier et al., 2013a). Les dépôts **organiques** se retrouvent dans les milieux humides et sont similaires aux sédiments glaciolacustres à grains fins comme l'argile (Cloutier et al., 2013a). Ainsi, on peut conclure que les dépôts qui ont une composition des grains fins et argileux sont les dépôts glaciolacustres et organiques.

Dans le cadre des travaux du PACES-AT1 et PACES-AT2, plusieurs cartes ont été émises, dont la **carte 13** (Cloutier et al., 2013b) et la **carte 8** (Cloutier et al., 2015b) qui représentent la géologie de Quaternaire par les dépôts en surface selon les territoires de la **Figure 2.1**. Ceux-ci sont répartis selon les pourcentages représentés au **Tableau 2.1** tirés des rapports des travaux de Cloutier et al. (2013a) et Cloutier et al. (2015a).

On remarque ainsi que les dépôts argileux (glaciolacustres et organiques) couvrent respectivement 55% et 50% des territoires couverts par PACES-AT1 et PACES-AT2 pour un total de 52,4 % des deux terrains combinés. On peut alors déduire que la majorité du dépôt de sol est argileux.

Tableau 2.1 Pourcentage du recouvrement des terrains couverts par PACES-AT1 et PACES-AT2 par les différents types de dépôts

Nature du dépôt	Recouvrement du terrain du PACES-AT1(%)	Recouvrement du terrain du PACES-AT2 (%)
Glaciaire (till)	10%	15,2%
Fluvioglaciaire	5,8%	2,5%
Glaciolacustre	35%	40%
Alluviaux	2%	1,6%
Organique	20%	10%
Autres sédiments, substrat rocheux et plan d'eau	27,2%	30,7%

Avec la conclusion que plus de la moitié du terrain est argileux, on peut ainsi mieux comprendre la nature de la problématique de ce mémoire. Vu que les données ne couvrent pas tout le terrain de l'Abitibi-Témiscamingue, et que celles-ci ne nous donnent pas d'informations sur la composition spécifique du sol, une compilation des données des permis de construction de plusieurs systèmes septiques en Abitibi-Témiscamingue, et des essais de caractérisation du sol ont alors été entrepris et sont présentés au **CHAPITRE 4**.

2.2 Dispositifs de traitement disponibles au guide du RETEURI

2.2.1 Revue des types de traitement disponibles

Toutes les informations citées dans cette section sont tirées intégralement du *guide technique du traitement des eaux usées des résidences isolées* (MELCCFP, 2015) qui fournit des informations pour expliquer comment interpréter et appliquer correctement le RETEURI (LégisQuébec, 2022). Le choix des différents systèmes de traitement dépend de plusieurs facteurs qui sont : la perméabilité du sol; la pente du terrain; l'épaisseur de sol non-saturée après remontée de la nappe phréatique; et la surface disponible. Quel que soit le système choisi, la chaîne de traitement débute soit par un système de traitement primaire (STP), qui est constitué d'une fosse septique ou d'un

autre système de traitement primaire certifié, soit par un système de traitement secondaire (STS). Le prétraitement par STP « sert à clarifier les eaux usées en vue de leur traitement éventuel par l'enlèvement des matières flottantes et de la partie décantable des matières en suspension ». Le traitement par STS sert en plus à traiter les eaux usées selon certaines normes de rejet de les acheminer vers un autre dispositif de traitement.

Les différents systèmes et éléments de traitement présents au guide du RETEURI sont présentés au **Tableau 2.2** selon les caractéristiques majeures susmentionnées. Plusieurs autres vecteurs jouent un rôle dans le choix du dispositif tel que la surface nécessaire pour implémenter chaque chaîne de traitement qui diffère selon le nombre de chambres à coucher (CC) dans la résidence, le type de prétraitement, l'alimentation du système de traitement (gravitaire ou sous pression), etc. Ainsi, il y a une certaine hiérarchie dans le choix des dispositifs à choisir qui est basée sur le fait de toujours prioriser l'infiltration par rapport au rejet vers l'environnement. Les contraintes pour pouvoir rejeter vers l'environnement ou vers des cours d'eau sont multiples, surtout si c'est directement après un filtre à sable classique FAS ou un système de traitement secondaire avancé STSA, ce qui rend les cas acceptables peu nombreux, et non une règle qui pourrait être facilement appliquée. Ainsi, pour rejeter l'effluent d'un FAS ou d'un TSA dans un cours d'eau, il faut que toutes les conditions suivantes soient vérifiées.

1. « Le cours d'eau offre un taux de dilution en période d'étiage supérieur à 1:300 » ;
2. Le cours d'eau ne soit pas être situé en amont de certains lacs, marais ou étangs;
3. « L'émissaire par lequel est rejeté l'effluent dans le cours d'eau [soit] situé en tout temps sous la surface des eaux réceptrices » ;
4. « Le rejet de l'effluent ne doit pas être effectué dans l'aire de protection immédiate délimitée pour un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 ou 2 conformément à l'article 70 du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection », sauf pour certains cas.

Ces contraintes sont détaillées à la section 21.1 du guide du RETEURI ainsi que les annexes, références et détails correspondants.

En revue des éléments de traitement présentés au **Tableau 2.2**, et en se référant à la colonne « perméabilité permise », les chaînes de traitement qui peuvent être implantées dans des sols imperméables sont :

- STP + Filtre à sable classique (FAS) + traitement tertiaire (STT) avec rejet vers l'environnement
- STP + Traitement secondaire avancé (STSA) + traitement tertiaire (STT) avec rejet vers l'environnement

Ainsi, pour traiter les eaux usées des résidences isolées quand le sol est argileux, il faut mettre en place un système de traitement tertiaire qui est très onéreux.

Tableau 2.2 Revue des dispositifs de traitement du RETEURI selon les différents critères de choix

Élément de traitement	Traitement en amont	Perméabilité permise	Pente	Épaisseur min de sol non saturé	Disposition de l'effluent	Traitement en aval
Le système de traitement primaire (STP)	Pas nécessaire	Tous sols	Pas de spécifications	Pas de spécifications	Acheminé vers traitement en aval	Toutes les options
Le système de traitement secondaire (STS)	Pas nécessaire	Tous sols	Pas de spécifications	Pas de spécifications	Acheminé vers traitement en aval	Toutes les options
Élément épurateur classique	STP ou STS	Très perméable ou Perméable	< 30 %	Min 1,2 m (STP) ou 0,9 m (STS)	Infiltré	Pas nécessaire
Élément épurateur modifié	STP ou STS	Très perméable ou Perméable	≤ 10%	Min 1,2 m (STP) ou 0,9 m (STS)	Infiltré	Pas nécessaire
Puits absorbant (Résidences de 3 cc ou moins)	STP ou STS	Très perméable	< 30%	Min 3 m	Infiltré	Pas nécessaire
Filtre à sable hors sol	STP ou STS	Très perméable ou Perméable ou peu perméable	≤ 10%	Min 60 cm	Infiltré	Pas nécessaire
Filtre à sable classique (FAS)	STP ou STS	Peu perméable ou Imperméable	≤ 15%	Min 60 cm	Acheminé vers traitement en aval ou rejet ¹	Champ de polissage ou traitement tertiaire
Le cabinet à fosse sèche	Cette solution ne s'applique pas à la problématique de mon mémoire. Cette installation « s'applique aux résidences alimentées en eau de consommation par des conduites sous pression ou sans alimentation en eau ». ((MELCCFP, 2015), section 14)					

2.2.2 Revue des normes de rejet selon chaque élément de traitement

Pour mettre en perspective les performances attendues selon chaque type de traitement, les normes de rejet ou concentrations de contaminants à l'effluent selon le RETEURI sont présentées au **Tableau 2.3**. Ces concentrations sont tirées des sections respectives à chaque élément de traitement du guide du RETEURI et les références sont indiquées au **Tableau 2.3**.

Tableau 2.3 Concentrations maximales des contaminants de l'effluent de différents éléments de traitement

Contaminant Élément de traitement	MES* (mg/L)	DBO ₅ C* (mg/L)	Coliformes fécaux (UFC/100 ml)	Phosphore total (mg/L)	Référence
Fosse septique	100	Non spécifié (-)	-	-	Para. 6.7
STA	30	25	-	-	Para. 8.6
Élément épurateur classique	-	-	-	-	N/A
Élément épurateur modifié	-	-	-	-	N/A
FAS hors sol	-	-	-	-	N/A
FAS classique	-	-	-	-	N/A
STSA	15	15	50 000	-	Tableau B.18.1
STT avec déphosphatation	15	15	1	50 000	Tableau B.19.1
STT avec désinfection	15	15	-	200	Tableau B.19.1
STT avec déphosphatation et désinfection	15	15	1	200	Tableau B.19.1
Champ de polissage	-	-	-	-	N/A
*Matières en suspension totales (MES) ; Demande biologique en oxygène, partie carbonée, 5 jours (DBO ₅ C)					

Tel qu'observé au **Tableau 2.3**, le guide du RETEURI indique les concentrations maximales des différents contaminants, attendues à l'effluent de l'élément de traitement, uniquement pour ceux qui ne sont pas basés sur l'infiltration. Effectivement, pour les éléments de traitement basés sur l'infiltration, le niveau de traitement et d'enlèvement des contaminants dépend entre autres de la capacité d'épuration du sol naturel. Le règlement propose alors les résultats d'une étude effectuée par Hansel et Machmeier (1980). Ces résultats sont présentés au tableau 1 de l'annexe B-2 du guide du RETEURI, et sont rapportés dans ce mémoire au **Tableau 2.4**. Ces résultats seraient représentatifs de ceux d'un épandage d'élément épurateur classique ou modifié, ou d'un FAS hors sol ou classique puisque ceux-ci sont mis directement à la suite de la fosse septique. Les prélèvements effectués sous l'épandage d'un champ de polissage devraient présenter alors des concentrations équivalentes ou inférieures. Cependant, cette étude se limite à des prélèvements à 30 cm et 90 cm de profondeur dans le champ de polissage sans regarder ce qui se passe après. Une revue de l'enlèvement du phosphore à long terme sera présentée à la **section 2.5.3**, et des modélisations seront menées pour observer le comportement des champs de polissage à long terme en ce qui concerne le phosphore, les virus et l'ennoiement du système.

Tableau 2.4 Efficacité d'un épandage souterrain

Paramètres	Eau brute	Sortie de la fosse septique	Prélèvements effectués sous l'épandage	
			à 0,30 m	à 0,90 m
DBO ₅ mg/l	270 – 400	140 – 175	0	0
MES mg/l	300 – 400	45 – 65	0	0
Coliformes fécaux (UFC/100 ml)	10 ⁶ à 10 ⁸	10 ³ à 10 ⁶	0 à 10 ²	0
Virus P FU/ml	n.d.	10 ⁵ à 10 ⁷	0 à 10 ³	0
Azote total (mg/l)	100 à 150	50 à 60	-	-
Azote N-NH ₄ (mg/l)	60 à 120	30 à 60	Traces à 60	Traces
Azote N-NO ₃ (mg/l)	1	1	Traces à 40	Traces à 20
Phosphore total (mg/l)	10 – 40	10 – 30	Traces à 10	Traces à 1

2.3 Revue des dispositifs de traitement disponibles dans d'autres provinces du Canada

Une revue de littérature exhaustive a été menée à ce sujet par le Groupe de Recherche sur l'Eau Souterraine (GRES) de l'institut de recherche en mines et en environnement de l'UQAT dans leur rapport *“Évaluation de solutions de traitement et d'évacuation des eaux usées et des eaux ménagères par infiltration dans les sols argileux”* (GRES-UQAT, 2017) qui a été réalisé dans le cadre d'un mandat octroyé par le MELCCFP.

Ce projet portait sur l'évaluation de solutions de traitement et d'évacuation des eaux usées et des eaux ménagères par infiltration dans les sols argileux de la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Tel qu'indiqué dans le rapport, le MELCCFP avait « identifié six principales solutions potentiellement applicables pour l'infiltration des eaux usées domestiques et des eaux ménagères par infiltration dans les sols argileux. Ces solutions se partagent en trois groupes incluant les systèmes du type (1) Wisconsin, (2) Ontario (*shallow buried trench*) et (3) Nouvelle-Écosse (*sloping sand filter*, C2 – *standard and raised*, C3 – *contour disposal field* et *mound*) » (GRES-UQAT, 2017). L'objectif principal de l'étude menée par le GRES était l'évaluation des solutions citées ci-haut pour les conditions hydrogéologiques prévalant en Abitibi-Témiscamingue. Un bref aperçu de ces solutions est présenté au **Tableau 2.5** tiré intégralement du tableau 5.1 du rapport (GRES-UQAT, 2017). Le rapport du GRES couvre en détail les différentes composantes et normes de construction de ces systèmes-là, intitulés systèmes de traitement des eaux usées (STEU). Dans le cadre de l'étude du GRES, les STEU décrits comportent trois principales composantes soit (1) la fosse septique, (2) la chambre de dosage et (3) le champ d'épuration. Les détails reportés par le GRES couvrent principalement les composantes et le fonctionnement général, les caractéristiques des différentes composantes (entre autres : réseau de distribution, type du sable de remplissage, etc.), les différentes considérations à prendre en compte (entre autres : pente du sol, perméabilité du sol, dosage, etc.), les normes de conceptions et de dimensionnement des éléments ainsi qu'une évaluation théorique de la performance des systèmes. Un bref résumé des constats de ce rapport sera reporté pour chaque solution type aux sections 2.3.1, 2.3.2 et 2.3.3.

Tableau 2.5 Pistes de solutions pour les systèmes de traitement potentiels à implémenter en contexte de sols argileux.

Contexte / lieux d'origine	Solutions	Eaux à traiter	Traitement préalable	Type de solution
Université du Wisconsin	Infiltration dans les argiles structurées	Eaux usées	Primaire ; Secondaire Secondaire avancé	Infiltration dans le sol
Nouvelle-Écosse	<i>Sloping sand filter</i>	Eaux usées	Secondaire	Rejet en surface et/ou infiltration dans le sol
	<i>C2 (Standard)</i>	Eaux usées	Secondaire	Infiltration dans le sol
	<i>C2 (raised)</i>	Eaux usées	Secondaire	Infiltration dans le sol
	<i>C3 (contour disposal field)</i>	Eaux usées	Secondaire	Infiltration dans le sol
	<i>Mound (with mantle)</i>	Eaux usées	Secondaire	Infiltration dans le sol
	<i>Mound (without mantle)</i>	Eaux usées	Secondaire	Infiltration dans le sol
Ontario	<i>Shallow buried trench</i>	Eaux usées	Secondaire	Infiltration dans le sol

2.3.1 Solution du type 1 : Wisconsin

La configuration du champ d'épuration (appelé monticule) de ce STEU a été développée par l'Université du Wisconsin dans les années 1970. La **Figure 2.2** montre les différentes composantes d'un système du type « Wisconsin mound » (Converse & Tyler, 1986).

« La particularité du monticule développé par l'Université du Wisconsin est d'être volumineux, en particulier lorsque le site est localisé en contexte de sols argileux ». Celui-ci est composé de sable de remplissage (un sable filtrant et poreux), et donc « l'air peut y circuler et permettre le développement de colonies bactériennes qui utiliseront la matière organique dissoute et l'oxygène dans le monticule pour leur métabolisme et ainsi contribuer à l'épuration des eaux usées. Lorsque l'effluent a atteint la base du monticule à l'interface entre le sable de remplissage et la surface du sol naturel, la composition chimique et le contenu bactérien doivent être à des niveaux acceptables pour la santé humaine et celle de l'environnement. De là, l'eau pénètre dans l'environnement par une percolation à travers la surface du sol naturel. » (GRES-UQAT, 2017).

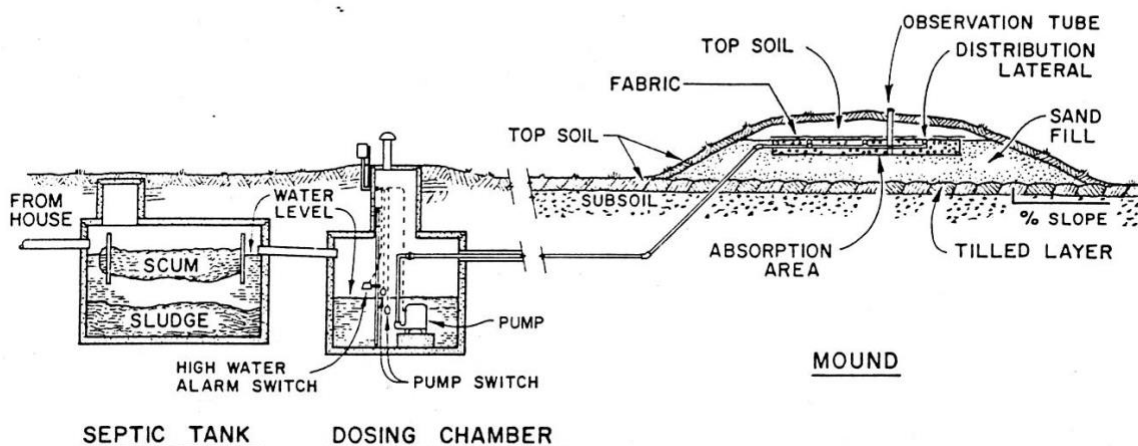


Figure 2.2 Composantes du système de type "Wisconsin Mound" (Converse & Tyler, 1986).

Selon Converse et Tyler (1986), les recommandations pour le sable de remplissage sont d'utiliser un sable grossier avec un minimum de particules fines ($< 5\%$), ce qui semble donner un traitement acceptable à un taux de charge hydraulique acceptable et un coût raisonnable. De plus, le remblai de sable ne doit pas contenir plus de 20 % (en poids) de matériau supérieur à 2 mm de diamètre (fragments grossiers). De plus, il ne faut pas plus de 5 % de limon et d'argile ($< 0,53$ mm, tamis 270) dans le remblai. Les exigences C-33 (ASTM, 1984) pour les granulats fins correspondent à ces spécifications, mais les plus grosses fractions (> 2 mm) et les fractions plus fines ($< 0,053$ mm) doivent être évaluées pour s'assurer qu'elles respectent les limites de pourcentages mentionnés ci-haut. Finalement, un sable avec un diamètre effectif (D_{10}) de 0,15 - 0,30 mm et un coefficient d'uniformité (D_{60}/D_{10}) entre 4 et 6 correspond à ces directives à condition que le sable ne contienne pas plus de 20 % (en poids) de matériau supérieur à 2 mm de diamètre (fragments grossiers) et pas plus de 5 % de matériau inférieurs à 0,53 mm.

Le **taux de charge hydraulique (TCH)** de conception recommandé pour un remblai de sable filtrant dans le monticule est de 1,0 gpd/ft² (ou 40,74 L/d.m²) pour l'effluent typique d'une fosse septique domestique. Pour ce critère de conception, on considère également un facteur de sécurité de 1.5 ou de 2 après calcul de la surface d'infiltration, ou une réduction du TCH.

En ce qui concerne **la pente**, il est spécifié par Converse et Tyler (1986), que les pentes du site ne sont pas une limitation pour la performance du système. Les limitations de pente sont principalement une préoccupation pour la sécurité des chantiers. Les systèmes sur des pentes raides

avec des sols peu perméables doivent être longs et étroits pour réduire la possibilité de fuite au niveau de la sortie du monticule. Une limite de 25 % est recommandée, ce qui est sur la base des préoccupations de construction et non des propriétés hydrauliques. Le monticule doit être conçu avec des pentes maximales de 3 :1 pour les côtés.

Selon Converse et Tyler (1986), dans leur rapport sur la performance du monticule du Wisconsin, le système de monticule – au Wisconsin - a un **taux de réussite** de plus de 95 %. Ce taux de réussite est dû en partie à un programme éducatif très solide portant sur l'implantation, la conception et la construction.

2.3.2 Solution du type 2 : Nouvelle-Écosse

Les quatre grandes solutions de la Nouvelle-Écosse retenues par le MELCCFP (cf. **Tableau 2.5**) sont présentées aux **Figure A. 1 à A. 6** de l'Annexe A. Ces figures sont tirées de l'annexe B du guide de la Nouvelle-Écosse sur les standards pour l'implantation des STEU du (MENS, 2022).

Le rapport du (GRES-UQAT, 2017) décrit ces systèmes de la manière suivante :

« L'effluent d'eau usée est injecté par un tuyau de distribution installé à l'intérieur d'une tranchée de distribution, similaire à une aire d'absorption, composée de roche concassée ou de gravier. L'effluent circule vers le bas depuis l'aire d'absorption pour être épuré dans un sable filtrant. L'effluent s'infiltre subséquemment dans le sol et/ou est rejeté à la surface, comme c'est le cas pour le modèle Sloping sand filter. Une différence majeure entre les systèmes de la Nouvelle-Écosse et du Wisconsin concerne la présence d'une tranchée d'interception (« interceptor » sur les figures [de l'Annexe A]) de roche concassée ou de gravier qui ceinture les champs d'épuration pour les systèmes de la Nouvelle-Écosse. Cette tranchée sert à rediriger les eaux de ruissellement de surface et les eaux infiltrées dans le sol pour éviter leur écoulement vers le champ d'épuration. »

Ainsi, on remarque que les composantes des champs d'épuration des modèles de la Nouvelle-Écosse sont en partie comparables à celles du système du Wisconsin détaillé ci-haut.

Selon l'article 39 du standard de la Nouvelle-Écosse (MENS, 2022), certaines conditions concernant le **remblai de sable** et le **sable filtrant** s'appliquent, notamment :

- Le **remblai de sable** et le **sable filtrant importés**, pour être utilisés dans la construction d'une tranchée de distribution hors sol, d'un monticule ou d'un filtre à sable en pente,

doivent être constitués de sable produit ou fabriqué ou du verre pilé recyclé, avec des particules de taille maximale de 25 mm.

- Le **remblai de sable** importé, pour être utilisé dans la construction d'une tranchée de distribution hors sol ou monticule, doit avoir une conductivité hydraulique comprise entre 3×10^{-5} et 5×10^{-4} m/s (3×10^{-3} et 5×10^{-2} cm/s)
- Le **sable filtrant** installé sous une tranchée de distribution et utilisé dans la construction d'une tranchée de distribution hors-sol, un monticule ou un filtre à sable en pente doit avoir une conductivité hydraulique entre 1×10^{-4} et 5×10^{-4} m/s (1×10^{-2} et 5×10^{-2} cm/s).

On remarque alors que le standard de la Nouvelle-Écosse ne donne pas beaucoup de précisions quant à la granulométrie du sable filtrant importé, mais plutôt à la conductivité de celui-ci.

En ce qui concerne la **pente**, selon les tableaux de l'Annexe A du MENS (2022) pour la mise en place des champs d'épuration de systèmes C2, C3 et *Sloping sand filter*, les pentes minimales et maximales sont respectivement de 3 % et de 30 %, et pour *Mound with or without mantle* la pente doit se situer de 0 à 3 %. Selon ces mêmes tableaux, il peut être observé que plus la pente est faible, plus la longueur totale des tuyaux augmente, et qu'elle diminue avec l'augmentation de l'épaisseur de sol perméable.

Les différentes configurations des systèmes de la Nouvelle-Écosse sont réparties selon le type d'écoulement: les systèmes C2 (*standard* et *raised*) et C3 sont du type « écoulement horizontal/latéral » ou lateral flow sand filters ou filtre à sable latéral (FASL), le système « *mound (with or without mantle)* » est du type « écoulement vertical ». Le *sloping sand filter* ou filtre à sable en pente (FASP) est un type à part, unique.

Une évaluation des **performances hydrauliques et de traitement** a été menée pour les systèmes du type « écoulement latéral » (Havard et al., 2008) où 6 systèmes FASL ont été surveillés pendant 1 an. Cette étude démontre que les efficacités moyennes d'élimination pour tous les FASL sont de 98,5 % pour la DBO₅, 95,5 % pour le MES, et une réduction de 5,4 log (ou 99,9995%) pour les *E. coli*. L'élimination du phosphore variait de 98 % dans les filtres à sable fin à 71,2 % dans ceux à sable grossier.

Une autre étude similaire a été menée pour les FASP (Jamieson et al., 2009) où 8 systèmes du type FASP sous différentes conditions ont été surveillés sur une période de 4 ans. L'étude a montré qu'en général, les FASP ont été performants au cours de la période de suivi produisant un effluent

avec des concentrations de DBO5 inférieures à 10 mg/L, et des concentrations moyennes de MES en dessous de 15 mg/L. Les niveaux médians d'*E. coli* à la sortie étaient tous inférieurs à 10 UFC / 100 mL. Cependant, à plusieurs occasions, les niveaux d'*E. coli* dans l'effluent du filtre ont dépassé 100 UFC / 100 mL, illustrant la variabilité de la performance du traitement.

Il n'y a pas eu d'études similaires pour l'évaluation de la performance hydraulique et de traitement du système de type « Mound ».

2.3.3 Solution du type 3 : Ontario

Le code du bâtiment de l'Ontario (MMAH, 2012) présente les dernières modifications à la « Loi de 1992 sur le code du bâtiment » (ONTARIO REGULATION 332/12) et tous deux présentent les différentes solutions pour le traitement autonome en Ontario qui est composé de 5 classes différentes, dont la classe 4, le « *leaching bed system* », qui est le système retenu par le MELCCFP dans le cadre de la revue menée par le GRES. Dans le rapport du GRES, le système est décrit de la manière suivante :

« Le champ d'épuration [du système] consiste à une ou plusieurs tranchées étroites, creusées à même le sol, au fond desquelles sont déposés des tuyaux perforés (un par tranchée) dont les orifices sont orientés vers le haut. Le tubage perforé au fond de chacune des tranchées est inséré dans une chambre cylindrique de PVC dont le diamètre est équivalent à la largeur de la tranchée. Il n'y a aucun matériel de remplissage entre la surface interne de la chambre et le tubage perforé. L'effluent d'eau usée, ayant circulé par la fosse septique et la chambre de dosage, est transféré sous pression à l'intérieur de la chambre de PVC. Par gravité, l'effluent s'infiltré dans le sol à la base de la tranchée pour être épuré. »

L'efficacité et la performance d'un tel système ont été évaluées par Tehrani (2009) dans son étude « *efficiency of sand filter beds for the removal of bacteria from residential wastewater* ». Dans cette étude, il fait l'évaluation de l'épuration bactérienne des systèmes d'absorption du sol (SAS) qui sont conçus - dans le règlement - d'un minimum de 900 mm de sol non saturé à partir du point de libération des eaux usées verticalement jusqu'à la couche limite (la nappe phréatique ou le substrat rocheux). Cette limite a été retenue, selon l'auteur, pour que l'eau puisse recevoir un traitement adéquat avant d'atteindre les eaux souterraines. Les recherches se sont poursuivies pendant plus d'un an. Les effluents des fosses septiques de cuve qui ont été collectés à la sortie des fosses septiques, juste avant l'effluent filtre, avaient des concentrations moyennes d'*E. coli* de

$8,5 \times 10^5$ et $6,8 \times 10^5$ UFC/100 mL à chaque site. Les concentrations à différentes profondeurs étaient généralement de l'ordre de 100 UFC/100 mL avec quelques variations ponctuelles. Les résultats suggèrent que la majeure partie de l'enlèvement se produit dans les 375 premiers mm du filtre à sable. L'ajout de 150 mm de sol natif (de 750 à 900 mm) n'augmente pas le traitement de manière significative. Les données météorologiques, qui se situent bien dans la fourchette des données à long terme pour la région, ne semblent pas affecter les performances des lits filtrants ni affecter les concentrations dans la fosse septique.

2.4 Protocoles et tests standards d'inspections sanitaires au Québec

Le MELCCFP a émis un *Guide de réalisation d'un relevé sanitaire des dispositifs d'évacuation et de traitement des eaux usées des résidences isolées situées en bordure des lacs et des cours d'eau* qui présente différentes techniques d'inspection sanitaires (IS) qui permettent d'évaluer l'intégrité des systèmes mis en place vue de réduire l'impact des dispositifs d'évacuation et de traitement des eaux usées sur les écosystèmes aquatiques (MELCCFP, 2007).

Une démarche générale est proposée dans le guide et se présente de la manière suivante :

1. Cartographie du territoire (représenter sur une carte les lacs/cours d'eau, délimitation du territoire, le tracé des routes, etc.)
2. Portrait du milieu (informations du bassin versant, utilisations de l'eau et du plan d'eau, affectation du territoire, fréquence d'utilisation, etc.)
3. Informations de base sur les dispositifs de traitement existants
 - i. Collecte des informations sur les dispositifs de traitement existants
 - ii. La fiche d'inventaire
 - iii. Le croquis individuel
4. Consultation des archives de la municipalité
5. Visite de chaque résidence
6. Caractérisation du terrain naturel
 - i. Cartographie des sols
 - ii. Perméabilité des sols
7. Cartographie et rapport de caractérisation

En revanche, le ministère ne précise pas en détail les méthodes spécifiques pour entreprendre les évaluations susmentionnées. De plus, il n'y a pas d'obligation à ce que les municipalités mènent des inspections sanitaires.

Ainsi, il est de la responsabilité des municipalités d'interpréter les recommandations du guide de réalisation d'un relevé sanitaire d'une façon applicable à leur contexte local. Autrement dit, il est de la responsabilité des municipalités d'établir des procédures d'inspections sanitaires qui leur sont propres.

Dans une étude très récente, une revue exhaustive des pratiques d'inspections sanitaires existantes au Québec a été entreprise dans le cadre du mémoire de Maryem Mansour et récemment publiée dans l'article « Vers de meilleures pratiques d'inspection sanitaire » (Mansour & Claveau-Mallet, 2022). Dans cette étude, « une revue réglementaire portant sur les règlements associés aux installations septiques et publiés sur le Web a été réalisée sur un échantillon de 100 municipalités québécoises. Les résultats de cette revue ont montré que seulement 18 municipalités ont un règlement publié portant spécifiquement sur les inspections sanitaires ». Un sondage auprès de 10 inspecteurs sanitaires actifs a généré une liste exhaustive de méthodes spécifiques utilisées auprès des organismes d'IS. Les inspections en question visent trois vecteurs distincts : (1) le dispositif en entier, (2) la fosse septique et (3) l'élément épurateur. La liste des méthodes susmentionnées est présentée au **Tableau 2.6**.

Les inspections mentionnées dans ce tableau ont été évaluées par les 10 inspecteurs selon des critères de fiabilité, complexité, équipement, impact et expérience. Les résultats de cette évaluation ont été pris en considération lors de l'implémentation du plan d'inspections sanitaires nécessaires dans le cadre de ce projet.

Les méthodes utilisées dans le cadre de ce projet sont spécifiées dans la section méthodologie des inspections sanitaires (**section 3.1.4**).

Tableau 2.6 Liste exhaustive des méthodes d'inspections sanitaires telle que rapportées par Mansour et Claveau-Mallet (2022)

1.0	Dispositif en entier
1.1	Vérification de l'intégrité hydraulique par le test de saturation (laisser couler l'eau pendant 30 min, ou remplir le bain au complet et le vider en une seule fois pour voir l'évolution du niveau d'eau dans la fosse septique)
1.2	Vérification de l'intégrité hydraulique par le test de fluorescéine
1.3	Vérification de l'intégrité hydraulique par observation visuelle de la plomberie dans la résidence (pour détecter des trop-pleins ou des courts-circuits)
1.4	Vérification de la présence/absence de chargements sur l'élément épurateur (asphalte, véhicules, cabanons, patios, etc.)
1.5	Vérification de niveau de compaction du sol avec méthode
1.6	Vérification de la pente du terrain par observation visuelle
1.7	Vérification de l'âge de l'installation à partir des permis municipaux ou des documents de conception
1.8	Vérification des distances de retrait par observation visuelle
1.9	Vérification de la présence/absence de conduites d'acheminement d'eaux parasites vers le dispositif par observation visuelle
2.0	Fosse septique
2.1	Validation de la présence du préfiltre et vérification de son état
2.2	Validation du volume de la fosse septique
2.3	Validation du matériau de construction (béton, bois, métal, etc.)
2.4	Validation de la présence/absence d'un couvercle et de son niveau d'imperméabilité
2.5	Évaluation de l'étanchéité de la fosse par la présence/absence de fissures, de zones corrodées ou de zones dégradées
2.6	Mesure de la hauteur de la cheminée
2.7	Mesure de la hauteur du remblai sur la fosse
2.8	Mesure du niveau de boues et du niveau d'écumes

Tableau 2.6 Liste exhaustive des méthodes d’inspections sanitaires telle que rapportées par Mansour and Claveau-Mallet (2022) (suite)

3.0	Élément épurateur
3.1	Validation de la conformité du type de média filtrant par creusage de tranchées à la pelle
3.2	Validation de la conformité du type de média filtrant par sondages (tarières ou autres outils de forage)
3.3	Validation de la conformité de la profondeur de sol non saturé par tranchées à la pelle
3.4	Validation de la conformité de la profondeur de sol non saturé par sondages (tarières ou autres outils de forage)
3.5	Mesure du niveau le plus haut de la nappe phréatique par piézométrie
3.6	Estimation du niveau de la nappe phréatique par observation visuelle (niveau dans des fossés, rehaussement de terrain au pourtour de l’élément épurateur, etc.)
3.7	Évaluation du colmatage dans le média filtrant par creusage de tranchées à la pelle
3.8	Évaluation du colmatage dans le média filtrant par sondages (tarières ou autres outils de forage)
3.9	Évaluation du colmatage dans les tuyaux d’alimentation par caméra
3.10	Évaluation du colmatage dans les tuyaux d’alimentation par sonde géophysique (basée sur le radar, le son ou autres)
3.11	Évaluation du colmatage de l’élément épurateur par observation visuelle de cernes de niveau d’eau dans la fosse septique
3.12	Évaluation du colmatage de l’élément épurateur par le test d’injection de fumée

2.5 Adsorption du phosphore sur des sables

Les installations de traitement autonome des eaux usées, en particulier les systèmes constitués d’une fosse septique combinée à l’infiltration dans le sol, peuvent être une source importante de contaminants émergents dans les eaux souterraines et de surface (Gao et al., 2019). Un de ces contaminants est le phosphore, et une grande partie de la problématique des eaux usées tourne autour de l’enlèvement de celui-ci. Comme le précisent Eneborn et al. (2012), le lessivage du phosphore (P) des systèmes de traitement autonomes des eaux usées pourrait contribuer à

l'eutrophisation (algues bleues-vertes notamment). Une fuite d'eaux usées contenant du phosphore des systèmes septiques pourrait poser un risque sur la qualité de l'eau, surtout si les systèmes de traitement sont localisés près de l'eau de surface. Plusieurs efforts ont été faits pour évaluer l'efficacité d'enlèvement du phosphore par des systèmes de bio-rétention ou des filtres à sable (Marvin et al., 2020), (Del Bubba et al., 2003).

2.5.1 Le phosphore et les matériaux filtrants

Selon Marvin et al. (2020), le phosphore dans les eaux de ruissellement est présent sous deux formes : le phosphore particulaire (PP) et le phosphore dissous (PD). Dans les systèmes de bio-rétention, le PP est éliminé par filtration, tandis que le PD est éliminé par absorption, absorption microbienne et sorption sur le média filtrant (Lucas & Greenway, 2008). Ces mécanismes de sorption comprennent l'échange d'ions, l'adsorption et la précipitation (Li & Davis, 2016). Le phosphore dissous est en outre divisé en phosphore réactif soluble (PRS), également appelé phosphore inorganique soluble ou orthophosphates et phosphore organique dissous (POD). D'après Cucarella et Renman (2009), en chimie de surface, l'adsorption peut être définie comme l'accumulation nette de matière à l'interface solide-eau et le terme sorption a été défini par McBride (1994) comme un processus continu qui va de l'adsorption aux réactions de précipitation.

L'adsorption et la précipitation sont toutes deux renforcées et affectées par la composition chimique du sable, en particulier en Fe, Al et Ca (Marvin et al. (2020), Cucarella et Renman (2009). Dans le manuel de Metcalf&Eddy (2013), ces processus sont expliqués d'un point de vue chimique. D'une part, pour l'adsorption, la présence de Fe et d'Al permet la création de composés tels que les oxydes de fer et d'aluminium hydratés qui servent de substrat pour l'adsorption des phosphates (Metcalf&Eddy, 2013). Les réactions d'adsorption sont utilisées pour calculer la quantité d'impuretés adsorbées et se présentent sous la forme générale suivante (Desjardins, 1997) :

$$J = (C_0 - C) B \quad (2.1)$$

Où C_0 = concentration initiale d'impuretés (mg/L)
 C = concentration finale d'impuretés (mg/L)
 B = volume de solution (L)
 J = masse d'impuretés adsorbées (mg)

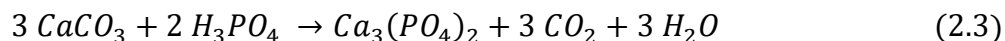
Les trois isothermes les plus connues sont celle de Langmuir, Freundlich et de Brunauer-Emmett-Teller (BET) (Desjardins, 1997). Les isothermes de Langmuir et de Freundlich seront utilisées dans le cadre de ce mémoire et leurs équations seront présentées en détail dans la section des résultats. D'une autre part, l'élimination par précipitation se produit lorsque le phosphate réagit avec les différents sels métalliques et le calcium pour créer des composés (par exemple, des phosphates de cations mixtes, du phosphate ferrique ou d'aluminium, du carbonate de calcium) qui sont ensuite éliminés par filtration (Metcalf&Eddy, 2013). Les réactions chimiques qui dictent la formation de ces composés sont assez complexes à cause de la présence de nombreuses réactions concurrentes, mais peuvent être présentées sous leurs formes les plus générales et les plus simples en tant que telles :

Pour l'Aluminium et le Fer (Metcalf&Eddy, 2013):



Où Me est le métal (Al ou Fe) et où $r = 1,6$ pour Fe(III) et $0,8$ pour Al (III)

Pour le Calcium (habituellement trouvé sous forme de $CaCO_3$) (Change et al., 2011):



Les matériaux filtrants utilisés pour l'élimination du phosphore des eaux usées sont caractérisés par une forte affinité pour le phosphore et des propriétés hydrologiques appropriées (Cucarella & Renman, 2009). Selon Marvin et al. (2020), ces matériaux – surtout dans le cadre des systèmes à bio-rétention - peuvent être regroupés dans les quatre catégories suivantes : (1) déchets, (2) matériaux naturels, (3) matériaux transformés et (4) médias brevetés. Selon Cucarella et Renman (2009), ces matériaux peuvent être classés en trois groupes : (1) matériaux naturels, (2) sous-produits industriels, et (3) produits manufacturés.

Selon les résultats des études revues de Marvin et al. (2020) et Cucarella et Renman (2009), et tels que rapporté par ces auteurs, la composition chimique et le pH entre autres déterminent l'affinité ou la réactivité et la force de l'interaction du substrat avec le phosphore. L'efficacité d'élimination du P d'un matériau est également étroitement liée à la teneur en Al, Ca et Fe, ainsi que le pH. Ces paramètres-là peuvent être suivis et dosés quand le média filtrant est un matériau transformé, un média breveté, industriel ou manufacturé. Cependant, dans le cadre de cette étude, les systèmes

étudiés sont des filtres à sable conçus à la base de sables naturels. Il n'est pas prévu de remplacer par d'autres types de médias/sables traités pour des problématiques de disponibilité locale et de facilité de mise en place.

2.5.2 Procédure d'essais d'adsorption en lot

Les tests de sorption en lot (ou « Batch test ») sont des expériences où le média est bien mélangé avec une solution pendant une durée déterminée. Les tests par lots consistent généralement en (1) des tests d'équilibre, qui mesurent la sorption de P après mélange et agitation du média avec une solution de P pendant une période de temps spécifiée, (2) des tests cinétiques, qui mesurent le taux de sorption de P sur une période de temps, et (3) des tests de désorption, qui mesurent la quantité de P qui se désorbe du média lorsqu'il est mélangé avec de l'eau après un test de sorption (Marvin et al., 2020). Dans le cadre de ce mémoire, les tests en lot menés constituaient de tests d'équilibre, donc pour mesurer la sorption de P par un média après mélange et agitation. La méthode suivie sera présentée à la **section 3.2** de la méthodologie.

Suite à ces essais, des modèles isothermes d'adsorption tels que le modèle de Langmuir peuvent ensuite être utilisés pour estimer la capacité d'adsorption maximale (CAM) du média sur la base des résultats des tests d'équilibre (Marvin et al., 2020). Les capacités d'adsorption de nombreux matériaux de sorption de P ont déjà été évaluées de manière comparative dans des conditions d'essais par lots dont Cucarella et Renman (2009) et Kadlec et Wallace (2008).

Les principaux paramètres affectant l'adsorption par des essais « batch » sont la forme et la quantité de matériau (média), le ratio matériau-solution, la nature du média, le pH et la concentration initiale de P dans la solution, le temps de contact, l'agitation et la température (Cucarella & Renman, 2009). Dans l'étude de Cucarella, une revue de 13 études d'essais de sorption de « Batch test » a été faite, et ceux-ci couvrent les résultats de sorption du phosphore de 41 différents matériaux filtrants qui tombent dans les 3 catégories susmentionnées à la **section 2.5.1**. Les matériaux filtrants étudiés varient considérablement quant à l'origine, la taille des particules, la composition chimique, et le pH.

Les résultats de cette revue démontrent qu'il existe une relation visible entre le CAM estimé des matériaux étudiés et la taille des particules et le pH. Il y a une plus forte corrélation entre la sorption du P et certains des paramètres des essais tels que : la concentration initiale en P et le rapport média/solution. Ceci est également souligné dans les travaux de Sakadevan et Bavor (1998). Ceci

suggère que les paramètres des essais en lot ont de grandes répercussions sur les résultats. Cucarella et Renman (2009) poursuivent pour dire que la comparaison effectuée dans leur étude montre que les paramètres expérimentaux des lots dans les études revues sont établis arbitrairement et varient considérablement entre études. De grandes divergences existent dans la forme et la quantité du matériau utilisé, le rapport matériau/solution, la concentration en P initiale, la portée et l'étendue de l'agitation. Ces différences rendent impossible de comparer la capacité des matériaux et amènent à contester la validité des résultats. Ils présentent alors quelques recommandations pour mener des essais en lot standards dont les résultats pourraient alors être comparables. Certaines de ces recommandations sont citées ci-dessous :

- Diamètre des particules/agrégats du même ordre de grandeur (les matériaux pourraient être classés selon la taille des particules et propriétés hydrauliques).
- Rapport matériau/solution similaire, aussi proche que possible de ce qu'ils utilisent en science du sol (1:20), et, de préférence, des quantités similaires de matière. (Propositions : une quantité de 0,5 à 1 g pour les sols. Pour les matériaux filtrants, une plage comprise entre 1 et 3 g peut être appropriée. En cas de matériaux très fins, 0,5 ou 0,25 g pourraient être utilisés.)
- Les concentrations de P sont proches de celles des eaux usées ou légèrement plus élevées (max. 100–200 mg P L⁻¹).
- Temps de contact d'au moins 24 h (de préférence plus long).
- Agitation d'environ 100 rpm, pour que la solution se déplace, mais pas le matériau.
- Température entre 21 et 25°C (température ambiante)

Ces recommandations seront prises en considération lors de l'exploitation des résultats des essais par lots menés dans le cadre de ce mémoire. Ces incertitudes d'interprétation sont beaucoup moins pertinentes dans le cadre de la revue de Marvin et al. (2020) qui est basée sur 51 études elles-mêmes basées sur des essais de laboratoire en colonnes ou en mésocosmes, plutôt que des essais en lot. Ces essais-là contrôlent mieux le débit qui percole dans le média, ce qui produit des résultats plus représentatifs des systèmes de bio-rétention et plus précis.

Dans la conclusion des travaux de Cucarella et Renman (2009), les matériaux filtrants ont été classifiés en 5 catégories dépendamment de leur CAM. Cette classification est présentée au **Tableau 2.7**. Celui-ci sera également pris en considération lors de l'exploitation des résultats des essais de lots menés dans le cadre de ce mémoire.

Tableau 2.7 Classification des matériaux filtrants selon Cucarella et Renman (2009)

Niveau de sorption de P	Capacité de sorption de P (g P / kg)	Matériaux filtrants	
		Fins (< 1 mm)	Grossiers (> 1 mm)
Très bas	< 0,1	Sols	Graviers
Bas	0,1 – 0,5	Sables, sols	LECA*, calcaire, Opoka
Moyen	0,5 – 1	Bentonite, Sols calcaires, <i>Fly Ash</i> , Spodosol	Bauxite, BFS, Zéolite
Élevé	1-10	BFS*, <i>Fly Ash</i> , Sable et brique revêtus de Fe	BFS, EAF*, Filtra P, Filtralite P, Polonite, sable de coquille, UTELITE
Très élevé	> 10	BFS*, <i>Fly Ash</i> , Polonite, boue rouge	P.I.*
*BFS (Blast Furnace Slag); EAF (Electric Arc Steel); LECA (Light Expanded Clay Aggregates); P.I. (Pas d'information)			

2.5.3 Comportement de rétention du phosphore à long terme

Il est certainement important de connaître l'affinité du phosphore au sol/sable/média et sa capacité de sorption et d'adsorption, mais il est encore plus important de déterminer le comportement et la performance de ces systèmes à long terme. Cependant, les connaissances actuelles sur l'élimination à long terme du phosphore dans ces systèmes ne sont pas bien développées et les données utilisées pour l'estimation des pertes de P de ces systèmes ne sont pas fiables (Eveborn et al., 2012). Est-ce que le système sera saturé en phosphore? Si oui, quand?

Plusieurs études ont été faites à ce sujet dans le cadre de systèmes de bio-rétention, de filtres à sable, et de marais filtrants et cela par des essais d'adsorption en lot (batch test) (Cucarella & Renman, 2009; Del Bubba et al., 2003; Kadlec & Wallace, 2008; Sakadevan & Bavor, 1998; Xu et al., 2006), par des essais de laboratoire en colonnes et en mésocosmes (Hamisi et al., 2022; Marvin et al., 2020), par de la simulation (Hamisi et al., 2022) et par un suivi à long terme sur le terrain (Eveborn et al., 2012; Marvin et al., 2020).

Pour les essais en lot, le comportement du système à long terme est déterminé par les isothermes d'adsorption de Langmuir et de Freundlich qui sont les modèles les plus populaires pour représenter l'adsorption du phosphore sur des sols. Dans l'ensemble des revues explorées dans ce mémoire, un avis uniforme a été manifesté quant aux interprétations des modèles de Langmuir et de Freundlich et celui-ci a bien été expliqué par Sakadevan et Bavor (1998) dans le paragraphe suivant, traduit de l'anglais :

« Les équations de Freundlich et Langmuir ont également bien modélisé les données d'adsorption de P [du phosphore]. En général, l'équation de Freundlich a mieux modélisé les données d'adsorption de P que l'équation de Langmuir lorsque l'on considère tous les matériaux étudiés. L'équation d'adsorption de Freundlich expliquait mieux l'adsorption de P que l'équation de Langmuir. Cela peut être dû au fait que l'équation de Freundlich, bien qu'empirique, implique que l'affinité pour l'adsorption diminue de façon exponentielle avec l'augmentation de la saturation, ce qui peut être plus proche de la réalité que l'hypothèse d'une énergie de liaison constante inhérente à l'équation de Langmuir. Même si les valeurs de K [dans cette étude] de Freundlich donnent une mesure relative de la capacité d'adsorption de P (une valeur de K plus élevée équivaut à une plus grande capacité d'adsorption de P), ces valeurs ne sont pas directement liées au maximum d'adsorption de P dans l'équation de Langmuir (une augmentation de la valeur de Freundlich K ne correspond pas à une augmentation des maxima d'adsorption). Cela peut être dû à la précipitation de phosphate avec Fe et Al qui sont librement disponibles dans le sol, en plus de l'adsorption par l'argile et la matière organique. » (Sakadevan & Bavor, 1998)

Les équations des isothermes de Langmuir et de Freundlich seront présentées et exploitées dans la section d'interprétation des résultats du volet II (**CHAPITRE 5**). Les résultats de toutes les études démontrent une grande variation de la capacité d'adsorption maximale CAM et de la durée de vie non-saturée du lit d'infiltration qui peut aller de quelques mois à 470 ans! (Sakadevan & Bavor, 1998). Ce large intervalle inclut les résultats de produits manufacturés. En ce qui concerne les sables naturels, une étude sur 13 sables Danois a démontré une durée de vie de 2 à 12 mois. Del Bubba et al. (2003) suggèrent qu'afin de maintenir une élimination à long terme du phosphore dans les lits de roseaux construits par écoulement souterrain, il faudrait promouvoir les réactions de précipitation des P insolubles – par l'ajout d'amendements ou d'autres médias qui inhibent la précipitation. Ces différences dépendent de tous les facteurs susmentionnés de variation des

propriétés physiques et chimiques du sol, mais aussi de la variabilité de l'application des essais en lot ainsi que leur interprétation.

Une étude sur 4 filtres à sable a été menée par Hamisi et al. (2022) avec des essais en colonne et de la modélisation. L'objet de cette étude était de caractériser le comportement de filtres à sable à long terme, spécifiquement pour trancher sur l'occurrence de la désorption (ou lessivage) du phosphore. Globalement, les résultats ont indiqué que les sols sableux peuvent présenter différentes capacités d'adsorption et de désorption selon la conductivité électrique de l'eau à l'affluent, le phosphore total, le phosphate et les solides en suspension totaux, en fonction des caractéristiques de l'affluent, le débit et le temps de fonctionnement total. Toutes les colonnes de sable chargées de solutions d'eaux usées réelles provenant de fosses septiques et de réservoirs de biofiltration ont démontré des risques élevés de lessivage du phosphore (>99,99%) vers les eaux souterraines. Dans les expériences de colonne de lixiviation, tout le P total adsorbé dans les colonnes de sable a été complètement lessivé après exposition des colonnes à l'eau de pluie naturelle pendant 98 jours. Les résultats de la modélisation ont indiqué que la diminution du débit de l'affluent a entraîné une augmentation moyenne d'efficacité d'élimination et a prolongé la durée de vie opérationnelle et la masse de P totale adsorbée dans le sol sableux. Cette étude conclut que le sable est un média filtrant précieux pour l'élimination du phosphore à des taux de charge faibles dans les opérations à grande échelle des systèmes de traitement autonomes, pourtant très vulnérable au lessivage de P au contact des eaux de pluie.

La revue de Marvin et al. (2020) ne porte pas sur l'adsorption du phosphore sur des sables et des sols naturels, mais plutôt sur la sorption des amendements des sols pour les systèmes de bio-rétention, donc les conclusions de performance ne sont pas directement applicables dans le cadre de ce mémoire. Cependant, l'une des recommandations de cette étude précise qu'un bon nombre des études examinées avaient ajouté les amendements tels qu'ils soient uniformément mélangés dans toute la profondeur des médias filtrants, mais que d'autres études ont invoqué le placement de matériaux d'amendement, ou sable amendé, en couches au-dessus ou en dessous du média (qui serait le sable dans le cadre de ce mémoire). Il a été démontré que la superposition en couche augmente la sorption de P lors de l'utilisation d'un amendement à base de Al et le positionnement de la couche vers le haut du système peut encore améliorer les performances, à condition que la couche d'amendement soit placée sous une couche quelconque contenant de la matière organique. En plus d'avoir un impact sur les performances de sorption du phosphore, la stratification peut

également permettre l'utilisation de filtres amovibles qui pourraient être remplacés une fois la capacité d'adsorption épuisée, ce qui pourrait être très intéressant pour des filtres à sable. Cependant, aucune recherche sur ce sujet n'a été identifiée dans le cadre de la revue de Marvin et al. (2020), et une telle configuration nécessiterait une conception technique plus poussée, surtout en termes de conception et de coûts.

Des efforts ont cependant été déployés pour développer de meilleures techniques d'interprétation des résultats. Une étude de Sinclair et al. (2014) avait pour objectif de modéliser la capacité de traitement de 8 filtres à sable latéraux de la Nouvelle-Écosse. Les analyses ont été effectuées par des essais en lots, mais les résultats ont été simulés avec différents types d'isothermes (notamment les isothermes linéaires, linéaires par morceaux en 2 parties et des combinaisons des quatre) qui ont prouvé être plus efficaces que ceux de Langmuir et Freundlich, ce qui pourrait prouver plus efficace dans la prédiction de la performance des filtres à sable à long terme pour différentes technologies. Cette étude a également développé un modèle de simulation 2D qui pourrait estimer les aires de traitement actives dans un filtre à sable latéral. Ces deux programmes auraient besoin d'exploitation plus approfondie. Les résultats de cette étude indiquent que les 8 FAS observés ont montré des concentrations en P à long terme $> 1 \text{ mg/L}$, donc pas très efficace, mais cela avec une concentration à l'affluent d'approximativement $3,5 \text{ à } 7 \text{ mg/L}$ de P.

CHAPITRE 3 Méthodologie

Vu que les étapes qui ont mené aux résultats de ce mémoire ont été conçues dans les livrables 2, 3, 4 et 5 présentés au MELCCFP par leur mandat à Polytechnique Montréal, il est pertinent de présenter les sous-objectifs de chacun en plus de la méthodologie pour comprendre le déroulement séquentiel de ce mémoire. Ce chapitre sera divisé en deux sections principales : (1) les sous-objectifs et les méthodologies du volet I, et (2) la méthodologie menée pour les essais d'adsorption du phosphore du volet II.

3.1 Volet I

3.1.1 Documentation des systèmes non conformes

Un travail de documentation de 223 installations septiques existantes dans 19 municipalités de l'Abitibi-Témiscamingue a été effectué par Patrick Morin, étudiant en maîtrise professionnelle, dans le cadre du livrable 2 non publié : « Rapport d'acquisition des connaissances » qui a été remis en version finale au Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) le 21 avril 2022. **L'objectif** du livrable 2 était d'identifier les trois principaux traitements d'infiltration dans des sédiments glaciolacustres non conformes les plus fréquemment utilisés en Abitibi-Témiscamingue.

Méthodologie

Les 19 municipalités ou MRC partenaires du projet avaient effectué un triage des ouvrages d'assainissement autonome mis en place dans leur région, et ont soumis au ministère les permis des systèmes qu'ils pensaient être non conformes. Les permis ont été numérisés sous un format uniforme, puis compilés dans un fichier Excel sous forme de base de données.

3.1.2 Caractérisation expérimentale du sol

Une caractérisation expérimentale du sol a été effectuée sur 20 échantillons de sol prélevés durant une campagne d'échantillonnage couvrant plusieurs municipalités de l'Abitibi-Témiscamingue. Les sols ont été analysés pour déterminer une série de propriétés, tels que le type de sol, la granulométrie et le risque de gonflement. Pour y parvenir, plusieurs essais présentés au **Tableau 3.1** de la section méthodologie ont été effectués durant les mois de février, mars et juin 2022. **L'objectif** de cette série d'essais était de caractériser les sols dans le but de confirmer les

données de type de sol proposées par la revue de littérature et de déterminer les risques de gonflement pour assurer la stabilité et le bon fonctionnement du système.

Méthodologie

La campagne d'échantillonnage a eu lieu en novembre 2021 et a été réalisée par une équipe de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) menée par le professeur Éric Rosa. Pour chacun des 20 sites, un creusage a été effectué d'abord avec une tarière jusqu'à 55 cm de profondeur, et ensuite les sédiments argileux ont été prélevés entre 55 à 70 cm de profondeur également à l'aide de la tarière. Cette procédure a été répétée dans différents trous jusqu'à obtention d'échantillons de 4 kg par site, pesés directement sur le terrain. Les échantillons ont été stockés dans des sacs de plastique résistants et fermés avec des attaches métalliques. Chaque sac a été identifié par numéro (#) de site et puis stocké dans des chaudières rigides également identifiées. Enfin, le lieu de chaque site a été marqué par une prise des coordonnées GPS. Les chaudières ont alors été transportées au laboratoire de géotechnique de Polytechnique Montréal et préservées dans un réfrigérateur en attente du début des essais susmentionnés. Les différents sites des échantillons sont présentés à la **Figure 3.1**.

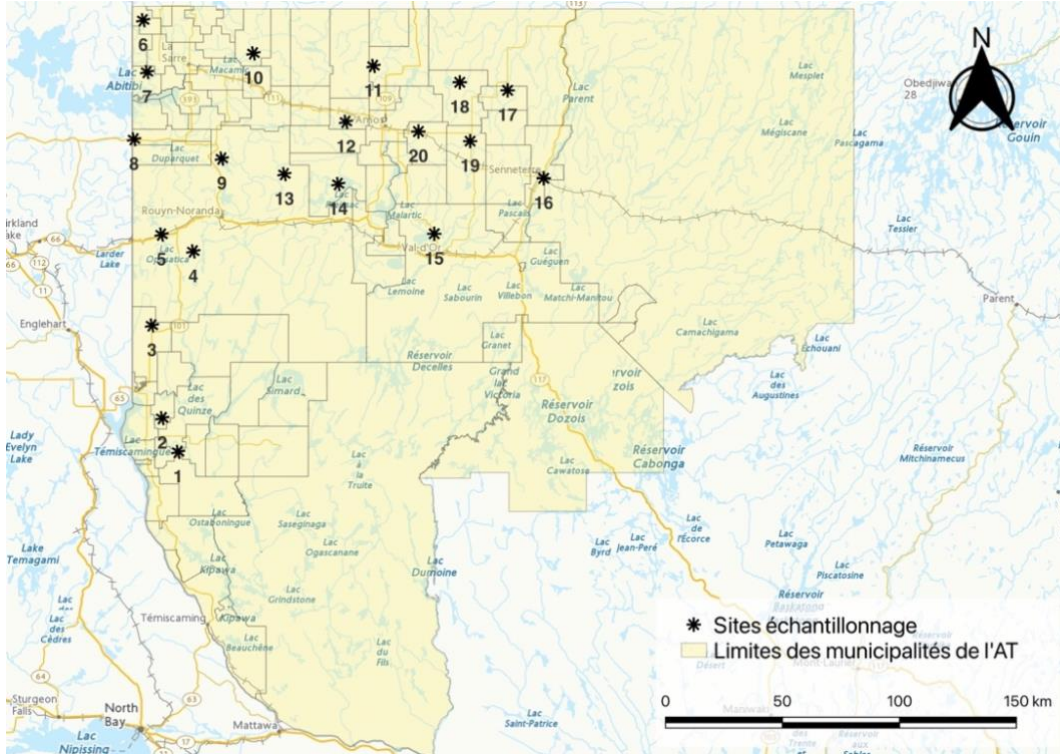


Figure 3.1: Position des 20 sites d'échantillonnage sur la carte de l'Abitibi-Témiscamingue

En ce qui concerne les différents essais, chacun a été effectué selon la méthodologie spécifiée dans la norme ASTM correspondante du **Tableau 3.1**. Les détails des différentes méthodologies ne seront pas indiqués dans le présent document, mais peuvent être retrouvés dans les références correspondantes.

Les essais de gonflement ont été conçus de manière à simuler le gonflement des sols à une profondeur d'environ 1 mètre, qui est une profondeur typique pour un champ de polissage. Il a été pris comme hypothèse que la masse volumique du sol saturé de sable au-dessus de l'argile est de $1,8 \text{ g/cm}^3$ (Sivakugan & Das, 2009). En considérant cette masse volumique, on calcule alors une contrainte verticale de 18 kPa à 1 mètre de profondeur selon l'équation 3.1 en faisant l'hypothèse que le sol est saturé. Ainsi, des contraintes verticales de 5, 10, 15 et 25 kPa ont été choisies pour couvrir une plage de profondeur de 28, 57, 85 et 142 cm respectivement.

$$\sigma_v(\text{kPa}) = \rho_{\text{sol saturé}} \left(\frac{Mg}{m^3} \right) * g * h(m) \quad (3.1)$$

Les essais de gonflements ont été effectués sur 4 sites représentatifs des différentes granulométries indiquées dans la **section 4.2.1**. Ainsi, les sites choisis sont les sites #5, #9, #16 et #20. Pour chaque échantillon, les essais de gonflement ont été effectués pour les 4 contraintes verticales susmentionnées, en noyant l'échantillon par de l'eau de robinet. Les résultats sont présentés à la **section 4.2.3**.

Selon la norme ASTM (ASTM, 2021), les limitations suivantes pourraient affecter les résultats :

- « Le gonflement/effondrement secondaire à long terme peut être important pour certains sols et des estimations de la lenteur temporelle pour le soulèvement/tassement secondaire peuvent être ajoutées si nécessaire ». Ainsi, une observation/surveillance du comportement d'un système pourrait être intéressante à l'interface entre les sédiments argileux et le perré.
- « Toute différence entre le contenu chimique de l'eau du terrain et l'eau utilisée dans les tests de laboratoire pourrait influencer la quantité de soulèvement/tassement dans le champ ». Alors, la différence entre l'effluent du champ de polissage et l'eau de robinet pourrait avoir un effet sur le gonflement, mais cette influence est considérée comme minime.

Tableau 3.1: Essais effectués pour caractériser les 20 échantillons de sol, et les normes correspondantes

Essais	Norme correspondante
Teneur en eau	ASTM D2216-19 (ASTM, 2019)
Limite de liquidité et de plasticité (Atterberg)	ASTM D4318 (ASTM, 2017b)
Lavage au 80 µm	ASTM C117 (ASTM, 2017a)
Granulométrie	ASTM C136 (ASTM, 2014a)
Sédimentométrie	ASTM D7928 (ASTM, 2017c)
Densité	ASTM D854 (ASTM, 2014b)
Potentiel de gonflement	ASTM D4546 (ASTM, 2021)

3.1.3 Cartographie

Les **objectifs** de construire une carte qui englobe les sites des 223 permis municipaux en plus des données des 20 échantillons de la campagne d'échantillonnage des sols sont de (1) mieux connaître la géologie du dépôt de sédiments en Abitibi-Témiscamingue, (2) choisir les sites pour les essais de gonflement et (3) choisir les sites pour l'inspection sanitaire.

Méthodologie

La carte a été conçue à l'aide du logiciel *QGIS 3.26.1 'Buenos Aires'*.

Les sites ont été placés à l'aide de leurs longitude et latitude déduites grâce à l'adresse fournie dans les permis municipaux.

3.1.4 Inspections sanitaires

Les inspections sanitaires ont pour **objectifs** (1) de s'assurer du bon fonctionnement général de l'installation septique, (2) de caractériser plus finement les ouvrages qui sont non conformes et (3) d'évaluer la performance hydraulique et la performance de traitement des trois catégories et types d'exutoires.

Des relevés spécifiques aux ouvrages non conformes ont été réalisés. Puisqu'on verra que les trois catégories d'ouvrages non conformes les plus rencontrés en Abitibi-Témiscamingue comportent toutes des variantes de champs de polissage avec matériaux d'emprunt/sol remanié et proximité d'un fossé, les relevés réalisés visaient à caractériser spécifiquement ces ouvrages. Les enjeux qui ont été considérés dans les relevés sont les suivants :

10. Le bon fonctionnement du champ de polissage non conforme;
11. L'impact du champ de polissage non conforme (par mesure de coliformes fécaux et phosphore total dans les fossés; et mesure de coliformes totaux, colonies atypiques, *E. coli* et entérocoques, dans l'eau du robinet pour les résidences avec puits d'approvisionnement).

L'inspection générale a permis a priori de s'assurer au cas par cas du bon fonctionnement ou non de tous les aspects théoriquement conformes des installations (volume et état de la fosse septique, dimensionnement, distances de retrait, etc.), afin d'exclure d'éventuelles causes de défaillance et se concentrer sur les aspects non conformes.

La campagne d'inspections sanitaires a eu lieu entre le 13 juillet 2022 et le 3 août 2022, et elle a été réalisée par l'organisme de bassin versant de l'Abitibi-Jamésie (OBVAJ).

Méthodologie

Les inspections sanitaires se sont déroulées selon trois axes, et les méthodes utilisées dans chaque axe sont tirées des méthodes citées à la **section 2.4** de la revue de littérature.

Observations visuelles

Vérification de la présence/absence de chargements sur l'élément épurateur (asphalte, véhicules, cabanons, patios, etc.), de la pente du terrain, des distances de retrait, de la présence/absence de conduites d'acheminement d'eaux parasites vers le dispositif de traitement, de la présence/absence de résurgence sur la surface du sol, de la présence du préfiltre dans la fosse septique et vérification de son état; du colmatage de l'élément épurateur par observation visuelle de cernes de niveau d'eau à proximité de la fosse septique, de la présence/absence de fissures, zones corrodées ou zones dégradées dans la fosse septique, en plus de la validation du volume de la fosse septique; vérification du niveau des boues ou des écumes, ainsi que l'estimation du niveau de la nappe phréatique par observations visuelles (niveau dans les fossés, rehaussement de terrain au pourtour de l'élément épurateur, etc.), et enfin, toute autre observation pouvant affecter l'installation septique (nouveaux éléments topographiques, signes de compaction du sol, etc.).

Échantillonnage du puits

L'eau potable utilisée dans les résidences a été échantillonnée puis analysée pour les coliformes totaux, colonies atypiques, *E. coli* et entérocoques. L'eau potable a été échantillonnée au robinet après avoir laissé couler l'eau pendant 5 minutes.

Échantillonnage du fossé

Des échantillons d'eau dans le fossé situé en aval hydraulique du dispositif de traitement ont été prélevés selon le **Tableau 3.2** et la **Figure 3.2**. La date d'échantillonnage et la méthode d'échantillonnage employée et les résultats d'analyse ont été consignés dans le rapport de relevé sanitaire.

Tableau 3.2: Programme d'échantillonnage dans le fossé

Localisation de l'échantillon	Nombre d'échantillons	Analyses à effectuer
Dans le fossé, au niveau du dispositif de traitement	3	Coliformes fécaux Phosphore total
Dans le fossé, 5 à 10 m en amont hydraulique du dispositif de traitement	3	Coliformes fécaux Phosphore total

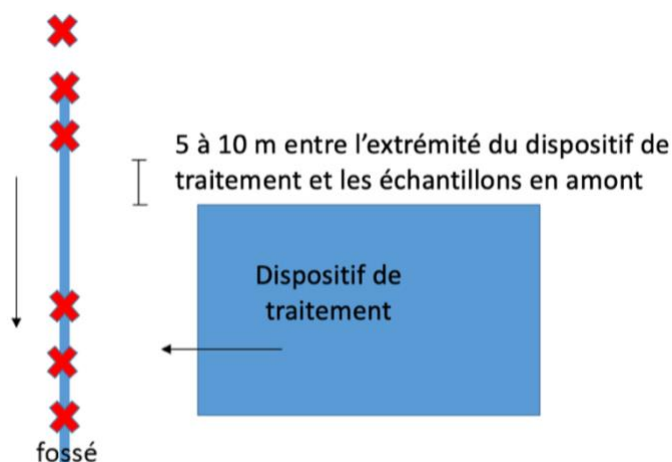


Figure 3.2: Schéma de localisation des échantillons dans les fossés (vue en plan). Échantillons représentés par des x rouges. Sens de l'écoulement de l'eau représenté par des flèches noires.

3.1.5 Phase I de modélisation en régime transitoire

Suite aux résultats de la documentation des systèmes, les systèmes non conformes ont été répartis en trois catégories, et deux types de systèmes représentatifs des systèmes les plus fréquents dans les permis municipaux ont été sélectionnés de chaque catégorie pour subir la première phase de modélisation. Les **objectifs** de cette première phase étaient (1) l'évaluation de l'intégrité hydraulique du système par la détermination du risque d'engorgement, (2) l'évaluation du temps de migration du phosphore vers l'exutoire, et (3) l'évaluation du pourcentage d'enlèvement des virus. Les résultats de ces modélisations ont été présentés en détail dans le cadre du livrable 4: « Rapport de modélisation des dispositifs de traitement par infiltration dans les sédiments glaciolacustres d'eau profonde » présenté en version finale au MELCCFP le 26 août 2022, et sont résumés

brièvement dans ce qui suit. Le travail de modélisation a été conçu par Sorour Sheibani, étudiante au doctorat.

Méthodologie

Conditions aux limites et conditions initiales

Différentes conditions aux limites ont été appliquées aux frontières de chaque section tel que présenté à la **Figure 3.3**. Dans tous les cas, une pression hydrostatique a été attribuée aux limites sous le niveau de l'eau dans le fossé, et des conditions aux limites mixtes (limite de suintement lorsque la pression est égale ou supérieure à zéro et limite sans écoulement lorsque la pression est inférieure à zéro) ont été appliquées à toutes les limites par lesquelles l'eau peut s'infiltrer hors de la section. Des débits d'entrée uniformes ont été attribués aux tuyaux et à la limite sous les réservoirs Ecoflo dans le système 5B. Les autres limites étaient des limites sans débit.

Une concentration de $0,4 \text{ mol.m}^{-3}$ de phosphore et une concentration normalisée à 1 pour les virus ont été appliquées aux limites d'entrée des tuyaux. La hauteur initiale de la nappe phréatique a été fixée à quelques centimètres sous la couche de sédiments fins et la concentration initiale de contaminants dans la section a été fixée à zéro.

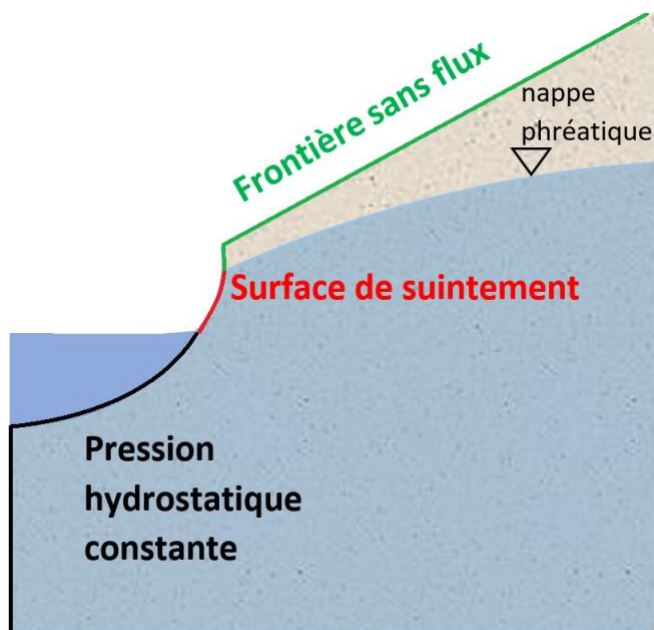


Figure 3.3 Conditions aux frontières au voisinage d'un fossé

Modèle mathématique

Tous les modèles ont été construits dans COMSOL Multiphysics en utilisant les interfaces « transport d'espèces diluées en milieu poreux » et « équation de Richards ». Les paramètres de simulations liés au transport des contaminants et des milieux poreux sont tous spécifiés en détail dans le livrable 4 (Sheibani et al., 2022) et sont présentés brièvement aux tableaux 3.3 et 3.4 respectivement. Les références de chaque valeur utilisée sont précisées en détails dans le livrable 4, et ne sont pas rapportés dans ce mémoire.

Tableau 3.3 Paramètres reliés au phosphore et aux virus

Données		Valeur	Justification
Coefficient de diffusion moléculaire du phosphore	D_{m_p}	$1,3 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$	Les valeurs typiques sont de l'ordre de 10^{-9}
Coefficient de diffusion moléculaire du virus	D_{m_v}	$2 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$	Les valeurs typiques sont de l'ordre de 10^{-11}
Coefficients de dispersion longitudinale	α_L	0,08 m	Paramètre dépendant de l'échelle, adapté à cette échelle
Coefficients de dispersion transversale	α_T	0,01 m	Paramètre dépendant de l'échelle, adapté à cette échelle
Densité de l'eau	ρ_l	1000 kg m^{-3}	
Paramètre d'optimisation numérique pour la surface de suintement	L	0,05 m	
Taux d'attachement des virus	k_{att}	1 d^{-1}	valeur conservatrice

Tableau 3.3 Paramètres reliés au phosphore et aux virus (suite)

Taux de détachement des virus	k_{det}	0,001 d ⁻¹	Les valeurs varient entre 0 et 0,1 j ⁻¹
Taux d'inactivation du virus en phase libre	μ_l	0,01 d ⁻¹	Les valeurs varient entre 0 et 0,1 j ⁻¹
Taux d'inactivation du virus attaché	μ_s	0,05 d ⁻¹	Les valeurs varient entre 0 et 0,1 j ⁻¹
Constante de Langmuir pour le phosphore	K_l	4,2 m ³ mol ⁻¹	Varie pour chaque cas.
Capacité d'adsorption maximale du phosphore	c_{max}	0,005 mol kg ⁻¹	Valeur moyenne rapportée dans la littérature

Tableau 3.4 Paramètres des milieux poreux

	Porosité $\varepsilon[-]$	Teneur en eau résiduelle $\theta_r[-]$	Conductivité hydraulique $K[m\ s^{-1}]$	Paramètre de van-Genuchten $\alpha[m^{-1}]$	Paramètre de van-Genuchten $n[-]$	Densité apparente $\rho_l[kg\ m^{-3}]$
Terre végétale	0,48	0,05	$5,8 \times 10^{-6}$	1,6	1,57	1520
Sable	0,3	0,03	2×10^{-4}	7,44	2,96	1600
Gravier	0,45	0,005	3×10^{-3}	13	2,19	1680
Sédiments fins	0,51	0,1	6×10^{-7}	1,25	0,8	1520
Pierre concassée	0,52	0	2,5	20	2,19	1680

3.1.6 Phase II de modélisation

Les modèles mentionnés dans la section ci-dessus ont été soumis à une deuxième phase de modélisation qui avait pour **objectifs** (1) de valider l'intégrité hydraulique des systèmes selon le nombre de chambres à coucher, (2) de déterminer le niveau de performance du système selon le taux d'occupation réel de la résidence et (3) de déterminer l'effet du positionnement du champ de polissage vis-à-vis la pente et l'effet de la géométrie du champ.

La méthodologie suivie pour la phase II est la même que celle présentée à la phase I.

3.2 Volet II

Tel qu'indiqué dans l'introduction, les recommandations proposées au ministère ont permis de poursuivre les travaux vers un second objectif. On verra que les systèmes avec sable d'emprunt et un certain exutoire – qui sera défini et détaillé dans le corps du mémoire – seront considérés acceptables et recommandés au MELCCFP. Ainsi, **l'objectif du volet II** porte sur la détermination et la comparaison de l'efficacité d'enlèvement du phosphore par adsorption sur le sable d'emprunt proposé, ce qui a été déterminé par des essais d'adsorption du phosphore. Le sable d'emprunt considéré dans le cadre de cette étude possède les caractéristiques du sable filtrant utilisé dans les FAS du RETEURI dont les spécifications à l'annexe B-6 du guide (MELCCFP, 2015) imposent :

- Un diamètre effectif (D_{10}) compris entre 0,25 à 1,00 mm;
- Un coefficient d'uniformité (C_u) inférieur ou égal à 4,5;
- Avoir moins de 3 % de particules inférieures à 80 μm ;
- Avoir moins de 20 % de particules supérieures à 2,5 mm.

Méthodologie

La préparation de ce protocole se divise en deux parties : la préparation du sable qui s'est faite au laboratoire de géotechnique de Polytechnique Montréal, et les essais d'adsorption du phosphore sur le sable qui ont été effectués aux laboratoires des eaux usées de Polytechnique Montréal. La méthodologie suivie pour ces essais est basée sur la norme ASTM D4646 « *24-h Batch-Type Measurement of Contaminant Sorption by Soils and Sediments* » (ASTM, 2016) ainsi que sur la méthodologie utilisée dans une étude qui porte sur l'adsorption du phosphore sur plusieurs sables d'origine danoise (Del Bubba et al., 2003). Des essais d'adsorption du phosphore ont été effectués sur deux sables. Le premier, noté SL (Sable du Laboratoire), est un sable à béton dont la

granulométrie respecte les spécifications du guide mentionné ci-haut. Le deuxième sable, noté SG (Sable avec Gravillons) provient d'une carrière de la ville de Rouyn-Noranda en Abitibi-Témiscamingue. Deux sables ont été envoyés de cette carrière dans le but d'effectuer les tests d'adsorption. Malheureusement le deuxième sable, noté SF (Sable Fin), fut d'une composition très fine qui ne correspondait pas aux spécifications du guide pour un sable filtrant. Les granulométries des deux sables importés de la ville de Rouyn-Noranda ont été effectuées au laboratoire géotechnique selon les normes ASTM D7928 (ASTM, 2017c) et ASTM C136M (ASTM, 2014a) et sont présentées aux **Figure 3.4 à 3.6** ainsi que la granulométrie du sable SL.

Préparation du sable

Après avoir validé les spécifications des sables, les sables SL et SG ont été étalés en une couche de 2-3 cm sur une surface plane et ont été séchés à l'air libre pendant 7 jours ou jusqu'à ce qu'un poids constant soit atteint (changement inférieur à 5 % sur une période de 24 h) tel que précisé par la norme ASTM D4646 (ASTM, 2016). Pour le sable SG, une fois séché, celui-ci a été tamisé à 2,5 mm pour enlever les plus grosses particules pour que celui-ci respecte les normes spécifiées au RETEURI. Une petite poignée (< 5%) des agrégats > 2,5 mm a été ajoutée à l'échantillon pour une granulométrie plus variée.

Une fois les échantillons secs, leur teneur en eau a été déterminée selon la norme ASTM D2216 (ASTM, 2019). Celle-ci sera utilisée pour corriger le taux d'humidité pour calculer la masse de sable à ajouter dans chaque échantillon durant les essais d'adsorption.

Préparation de la solution de phosphore

La concentration de phosphore moyenne dans les eaux usées à la sortie d'un FAS est de 3,8 mg/L (Ximena et al., 2022), et pourrait être inférieure à l'effluent d'un STSA selon le système en question. Ainsi, pour bien présenter les conditions réelles de cette recherche, et pour pouvoir construire des isothermes de sorption, des concentrations de P total de 2, 5, 10, 15 et 20 mg/L ont été choisies. Ces solutions ont été préparées à la base d'une solution-mère de KH_2PO_4 concentrée à 100 mg P/L, puis diluées d'une façon appropriée dans de l'eau Milli-Q. Selon Del Bubba et al. (2003), une solution concentrée à 0,1 M de KNO_3 a été ajoutée pour maintenir une conductivité presque constante (approx. $10 \mu\text{S}/\text{cm}$) indépendamment de la quantité de KH_2PO_4 ajoutée.

Préparation des échantillons

Un ratio média/solution de 1 :20 a été choisi selon les spécifications de (ASTM, 2016) et ce ratio est recommandé par (Cucarella & Renman, 2009) tel que précisé à la **section 2.5**. Des contenants *Corning CentriSTAR* de 50 ml compatibles à l'extracteur rotatif *Tube Rotator, Boekel Scientific* ont été choisis pour ces essais, et seront remplis à 40 ml. Ainsi, la masse de média ajoutée aux échantillons est de 2 grammes. Un échantillon de chaque concentration (2, 5, 10, 15 et 20 mg/L) et pour chaque sable (SG et SL) a été préparé sans duplicata, ainsi que 4 blancs de concentrations de (2, 5, 10 et 20 mg/L). Cette approche a été retenue parce que l'extracteur rotatif ne peut contenir que 14 contenants à la fois, et il a été jugé prioritaire de faire tous les essais en même temps plutôt que d'avoir des duplicatas parce que ces essais sont conçus à des fins comparatives plutôt que dans le but d'une détermination absolue de la capacité d'adsorption des sables SG et SL. Les blancs ont été transportés tout au long du reste de la procédure, y compris l'agitation, la filtration et l'analyse.

Une fois les échantillons préparés, ceux-ci furent placés à l'extracteur rotatif pour 20 h (Del Bubba et al., 2003) à une vitesse de 29 tr/minute (ASTM, 2016) et à température ambiante, notée à 22°C au temps de l'expérimentation.

Le pH, la température et la concentration d'orthophosphate (PO_4^-) ont été mesurés au temps 0 avec les solutions-filles après dilution appropriée. Le lendemain, après 20 h d'agitation, les échantillons ont été retirés, laissés pour sédimenter 1 heure de temps, puis filtrés à travers des filtres Whatman GF/C (47 μm) (Del Bubba et al., 2003), et enfin le pH, la température et la concentration en orthophosphates ont également été mesurés après dilution appropriée. La dilution est nécessaire vu que la mesure du phosphore se fait selon la méthode au spectrophotomètre Hach qui a une certaine marge de lecture de concentrations.

Mesure des orthophosphates

La mesure du phosphate a été faite selon la méthode Hach 8084 « *USEPA PhosVer 3 ® (Ascorbic Acid) Method* » qui utilise des sachets de réactifs pour des échantillons de 10 mL compatibles au spectrophotomètre Hach (programme 490). Cette méthode est une adaptation de la méthode 4500-P-E du Standard Methods pour les eaux usées qui est utilisée dans la procédure de Del Bubba et al. (2003). Dans l'exploitation des résultats, les mesures des orthophosphates ont été converties en concentrations de phosphore pour l'analyse, l'interprétation et la comparaison à la littérature. Vu que le solvant est de l'eau Milli-Q, les résultats d'adsorption des orthophosphates sont considérés équivalents à l'adsorption de phosphore, parce qu'il n'y a pas d'autres réactions qui se passent.

Ainsi les résultats rapportés au **CHAPITRE 5** seront en concentrations de mg P/L pour des fins comparatives.

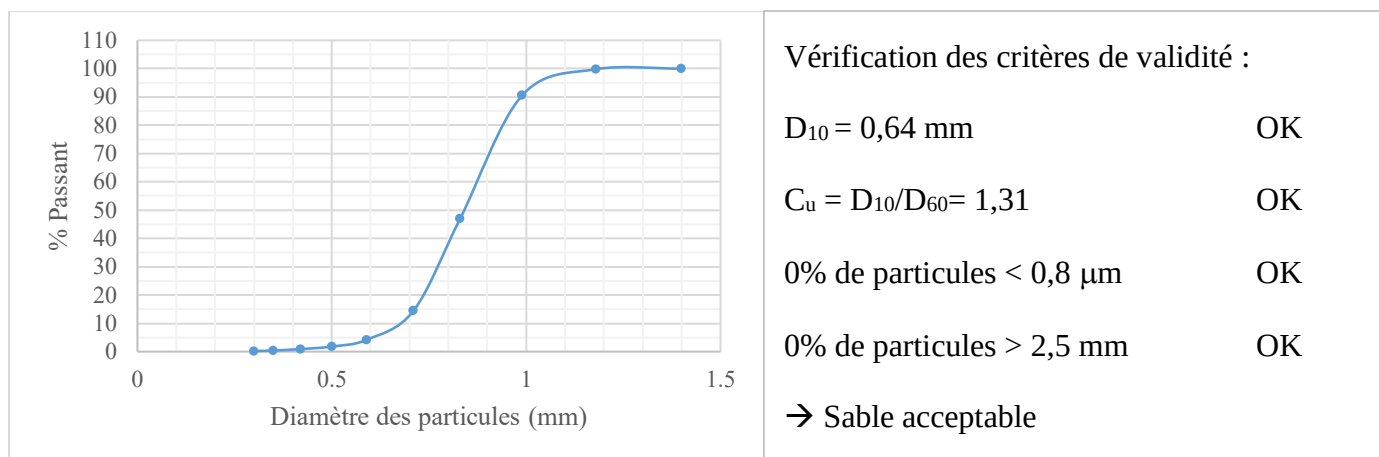


Figure 3.4 Granulométrie du sable SL

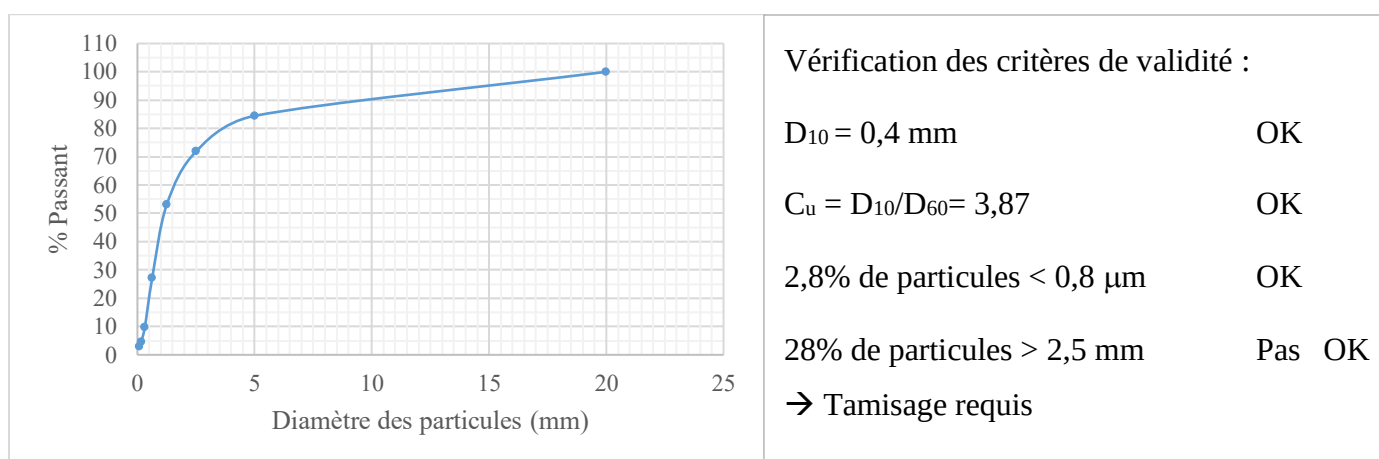


Figure 3.5 Granulométrie du sable SG

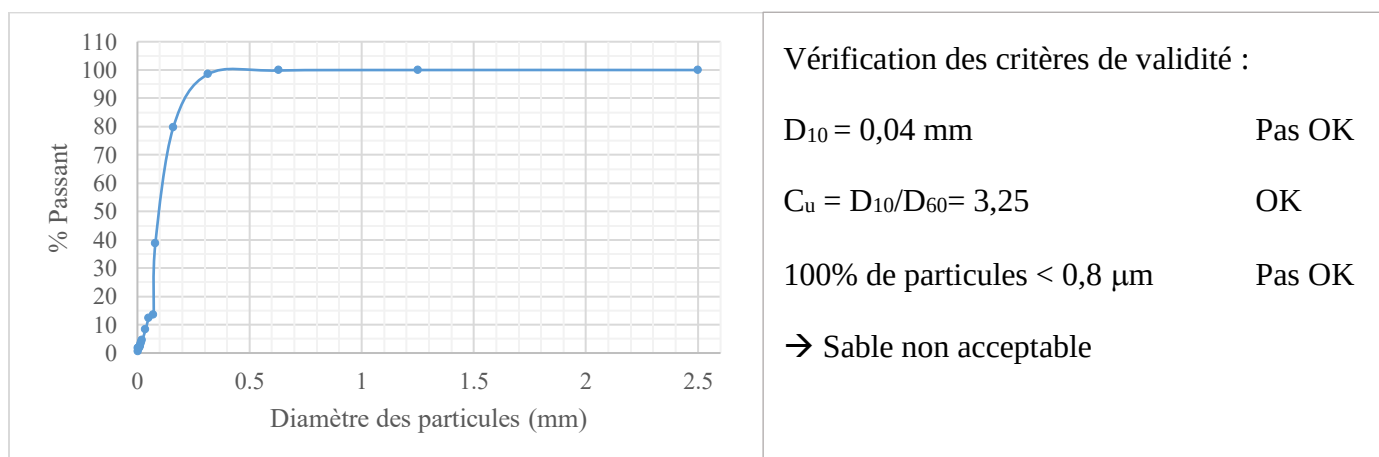


Figure 3.6 Granulométrie et sédimentométrie du sable SF

CHAPITRE 4 Résultats du volet I

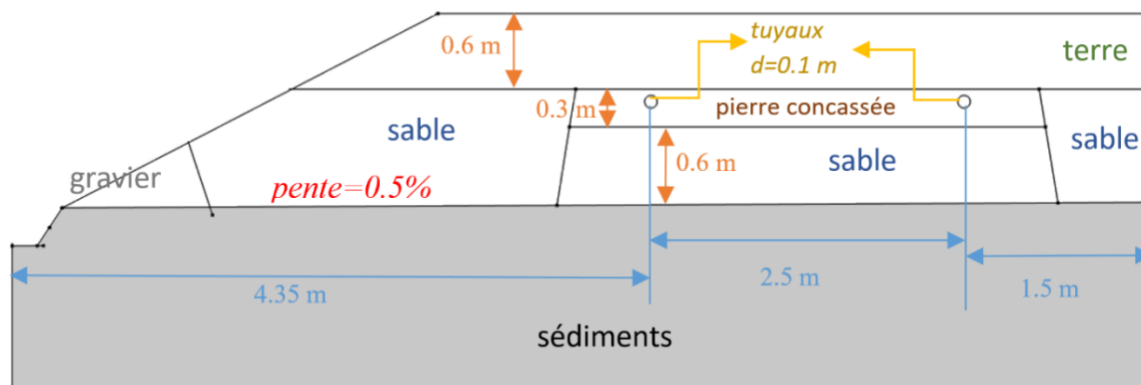
4.1 Résultats de la documentation des systèmes

Les résultats des 223 installations septiques documentées et analysées indiquent que 179 d'entre elles (ou 80,3%) sont non conformes par la combinaison des sols imperméables (Zone D) et l'utilisation d'un champ de polissage avec matériaux d'emprunt suivi d'un exutoire. Les trois types d'ouvrages les plus représentés sont tels que montrés au **Tableau 4.1**. Ces types d'ouvrages induisent des non-conformités selon plusieurs articles du RETEURI notamment concernant l'utilisation de matériaux d'emprunt, l'absence de système de traitement tertiaire, la construction d'un champ de polissage dans un sol imperméable et le rejet d'un effluent en surface.

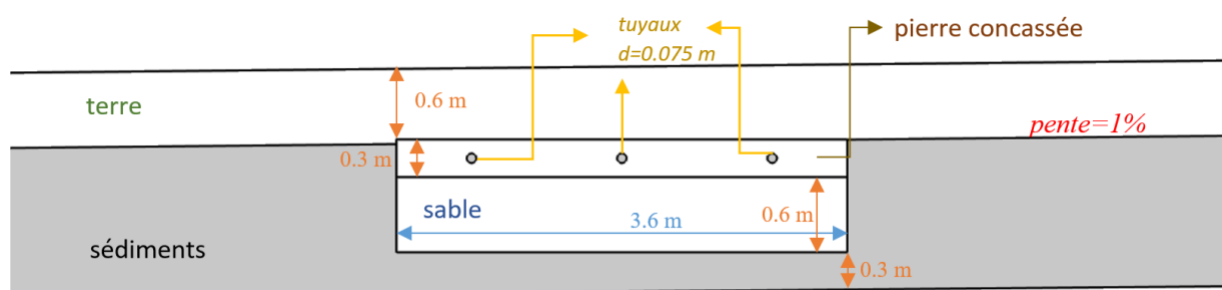
Tableau 4.1: Répartition des systèmes selon les catégories

	Chaîne de traitement	Répartition
Catégorie 1	Fosse septique + filtre à sable classique + champ de polissage juxtaposé	34,5%
Catégorie 2	Fosse septique + système de traitement secondaire avancé certifié (Hydro-Kinetic, Bionest ou Ecoflo) + champ de polissage juxtaposé	26,0%
Catégorie 3	Fosse septique + système de traitement secondaire avancé certifié (System O))) ou Ecoflo) + champ de polissage superposé	19,7%

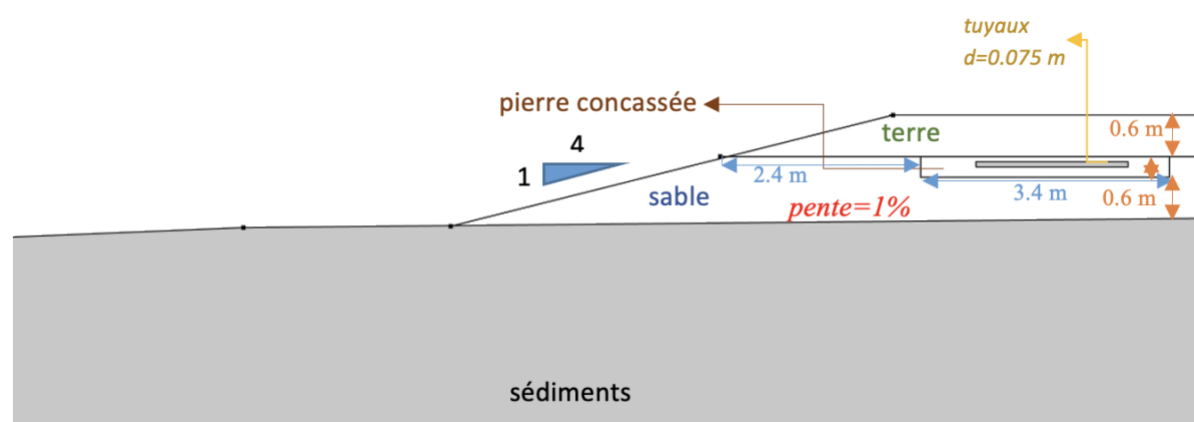
À partir des résultats de documentation, un survol des plans originaux reliés aux 223 installations septiques a été effectué pour chaque catégorie afin de déterminer le type de rejet et la géométrie de l'exutoire les plus communs. Deux modèles d'exutoires représentatifs de chaque catégorie ont été retenus et sont présentés à la **Figure 4.1 (a-f)**.



a- Catégorie 1, modèle 1, « 1B », infiltration dans le sable d'emprunt puis écoulement vers fossé

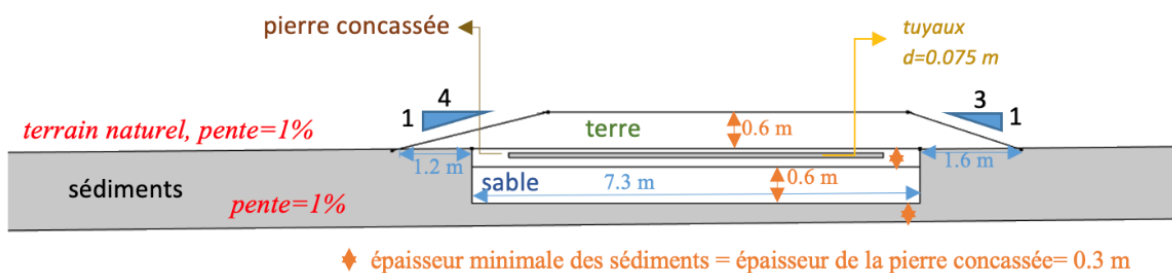


b- Catégorie 1, modèle 2, « 6B », infiltration dans le sable d'emprunt sans exutoire

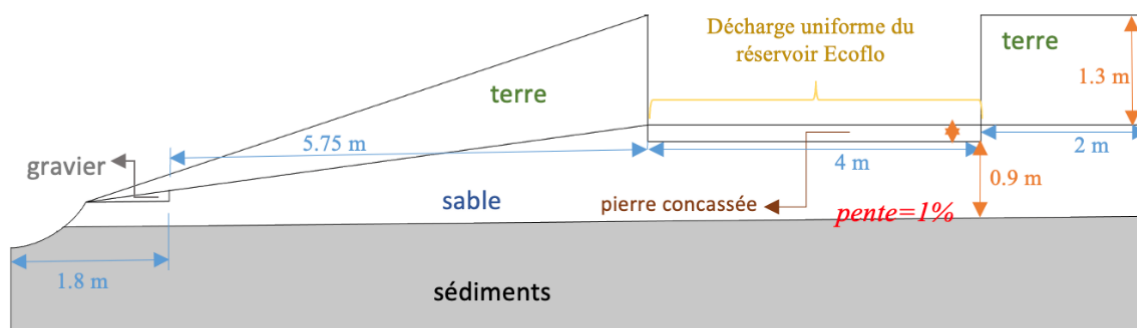


♦ épaisseur de pierre concassée = 0.3 m

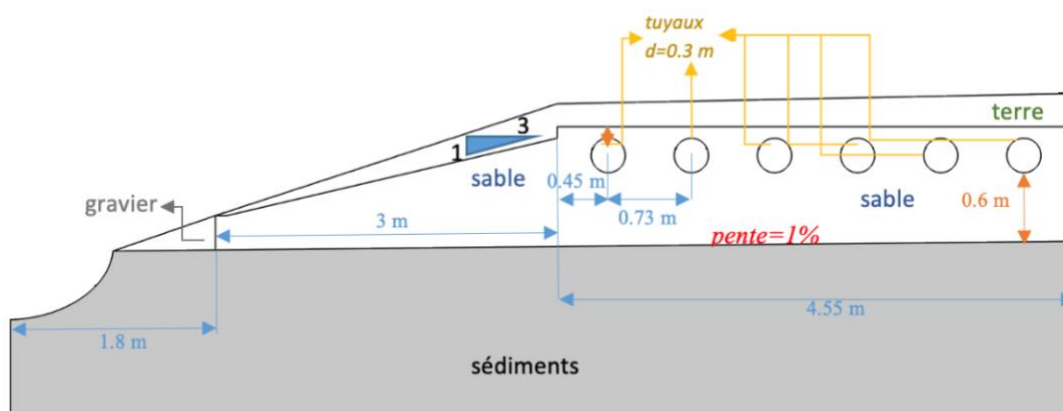
c- Catégorie 2, modèle 1, « 10F », système hors sol avec infiltration dans le sable d'emprunt puis écoulement à la base de la couche de sable filtrant, par-dessus les sédiments fins



d- Catégorie 2, modèle 2, « 18A », infiltration dans le sable d'emprunt sans exutoire



e- Catégorie 3, modèle 1, « 5B », infiltration après système Ecoflo dans le sable d'emprunt avec écoulement vers un fossé



f- Catégorie 3, modèle 2, « 18B », infiltration après système System O)) dans le sable d'emprunt avec écoulement vers un fossé

Figure 4.1: Systèmes-types retenus selon chaque catégorie

4.2 Résultats de la caractérisation expérimentale du sol

4.2.1 Résultats des essais de lavage au 80 µm, de granulométrie et de sédimentométrie

À l'aide des essais de lavage au 80 µm, de granulométrie et de sédimentométrie, les courbes granulométriques de chaque échantillon ont été tracées sur le graphe représenté à la **Figure 4.2**. La composition argileuse est déterminée par le pourcentage des particules ayant un diamètre inférieur à 0,02 mm, qui est indiqué par la ligne rouge sur la **Figure 4.2**. Les résultats ont été répartis selon la composition en argile des échantillons et montrent alors trois catégories de granulométries différentes :

- Composition en argile supérieure à **64%** : 15 échantillons
- Composition en argile entre **32% et 45%** : 4 échantillons
- Composition en argile moins **que 25%** : 1 échantillon

Les résultats de ces trois essais indiquent une importante composition en argile dans la plupart des échantillons.

Pour pouvoir déduire les plages de conductivité hydraulique auxquels ces sédiments appartiennent, les différents pourcentages en argiles, silts et sables ont été déduits des courbes granulométriques et ont été tracés sur le triangle de corrélation (MELCCFP, 2017). Les dimensions des particules de sable, de silt et d'argile pour déterminer la texture du sable sont celles du système de classification du « National Resources Conservation Service du United States Department of Agriculture » (USDA NRCS) (García-Gaines & Frankenstein, 2015) qui précise les dimensions suivantes :

- Sable : Particules avec diamètre compris entre 0,05 mm et 2 mm.
- Silt : Particules avec diamètre compris entre 0,05 mm et 0,002 mm.
- Argile : Particules avec diamètre < 0,002 mm.

Les différents pourcentages des échantillons sont présentés au **Tableau B.1** de l'annexe B. Selon leur disposition sur le triangle de corrélation (**Figure B.1**), 17 échantillons ont démontré des conductivités hydrauliques < $8 \cdot 10^{-6}$ cm/s et 3 échantillons (les sites 3, 16 et 20) ont démontré des conductivités hydrauliques comprises entre $6 \cdot 10^{-5}$ et $8 \cdot 10^{-6}$ cm/s. Alors, tous les types de sol sont considérés imperméables.

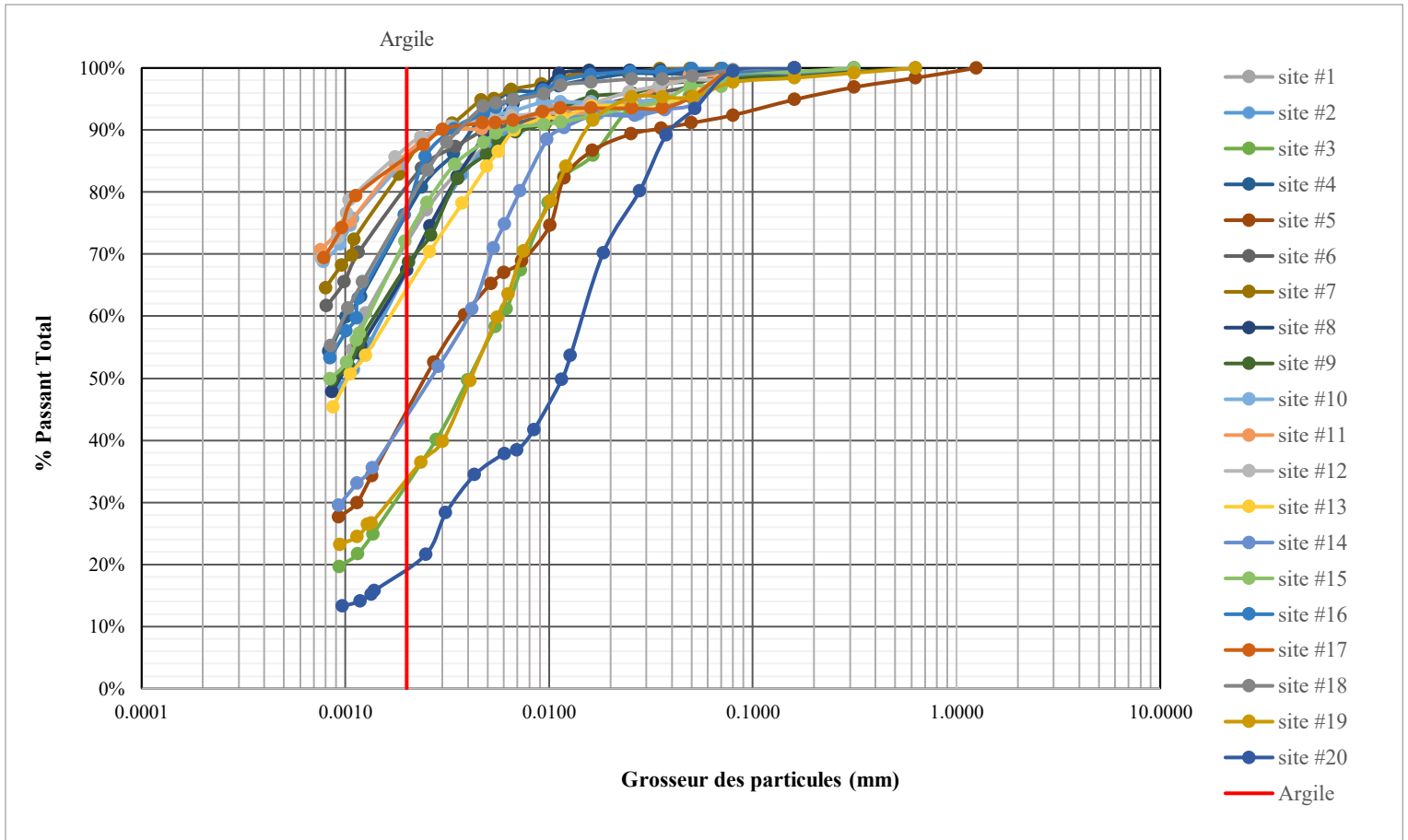


Figure 4.2: Courbes granulométriques des 20 échantillons de sol

4.2.2 Résultats des essais de teneur en eau et des limites de plasticité et de liquidité

La limite de plasticité (PL) représente la teneur en eau à laquelle l'argile commence à se comporter d'une manière plastique. De la même manière, la limite de liquidité (LL) représente la teneur en eau à laquelle l'échantillon devient liquide, comme une boue (Kaliakin, 2017). L'indice de plasticité (PI) indique l'intervalle de teneur en eau dans lequel l'argile est plastique. Cet indice est calculé selon l'équation 4.1 (Casagrande, 1948).

$$PI = LL - PL \quad (4.1)$$

L'indice de plasticité a été calculé pour les 20 échantillons qui ont ainsi été placés sur l'abaque de Casagrande (Casagrande, 1948) pour déterminer la plasticité des argiles. Les résultats ont démontré que :

- 1 échantillon a été classé « Argile peu plastique »
- 4 échantillons ont été classés « Argiles de plasticité moyenne »
- 15 échantillons ont été classés « Argiles très plastiques »

Le degré de plasticité est important pour déterminer la capacité de l'échantillon à absorber de l'eau. Ainsi, à titre d'exemple, l'échantillon #20 a été classé avec la granulométrie la plus étalée, ayant une composition en argile inférieure à 25% (**Figure 4.2**), mais selon la **Figure 4.3**, l'échantillon #20 a été classé en tant qu'argile la moins plastique. Ceci se traduit par un comportement qui n'absorbe pas l'eau facilement. Ce comportement a été également observé durant les essais de gonflement où l'échantillon #20 n'a subi aucun gonflement.

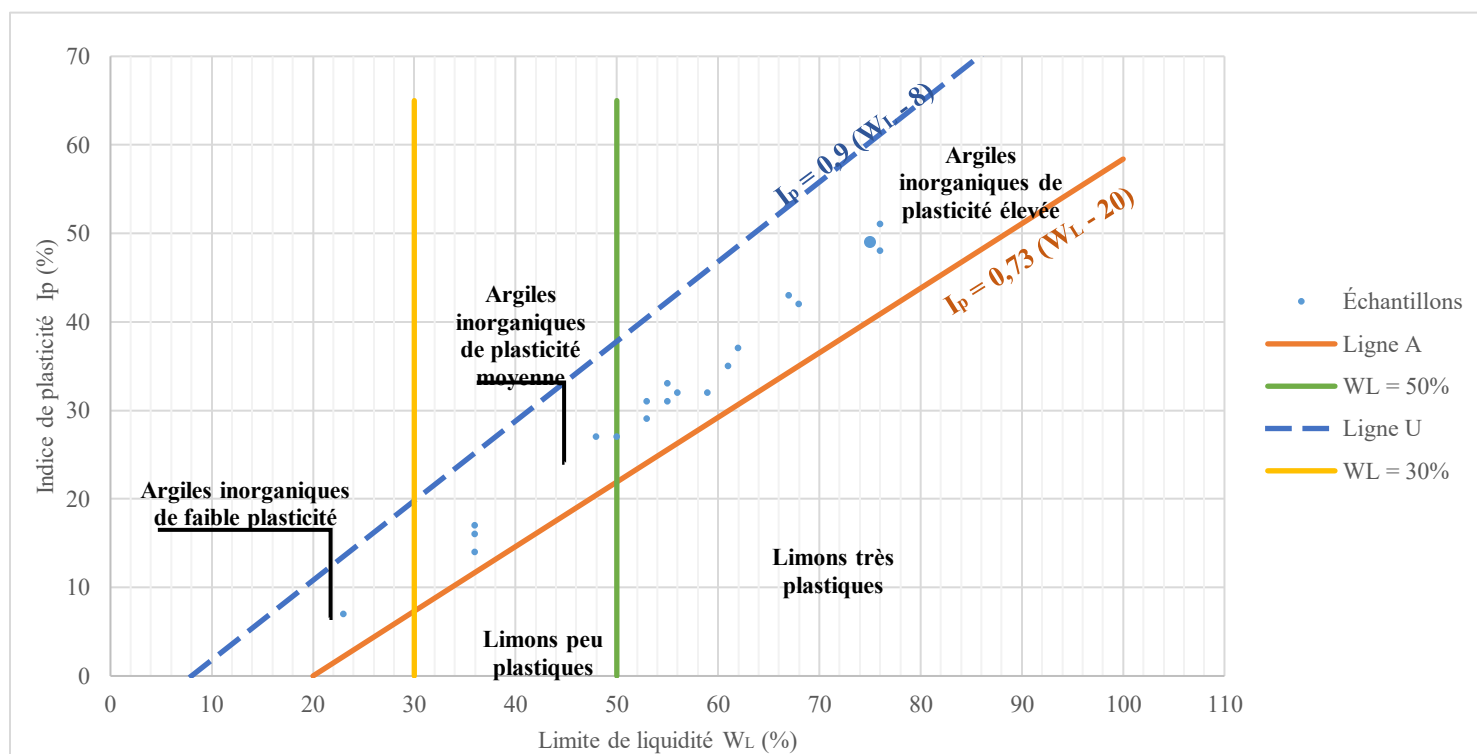


Figure 4.3: Classement des 20 échantillons sur l'abaque de Casagrande

À l'aide de l'indice de plasticité (I_p) et le pourcentage en argile, l'activité (A_c) a été calculée selon l'équation 4.2 (Seed et al., 1962) :

$$A_c = \frac{I_p}{\% \text{ Fraction argileuse}} \quad (4.2)$$

À partir de l' A_c , le potentiel de gonflement (S) peut être estimé selon l'équation 4.3 de (Seed et al., 1962).

$$S (\%) = 3,6 * 10^{-5} * A_c^{2,44} * C^{3,44} \quad (4.3)$$

Où C représente la fraction argileuse (%) selon la granulométrie.

Les différentes valeurs de potentiel de gonflement de chaque échantillon sont présentées au **Tableau B.1** de l'Annexe B, et sont présentées sur l'abaque du potentiel de gonflement de (Seed et al., 1962) repris par le « United States Bureau of Reclamation » USBR et présentées à la **Figure 4.4**. Selon cet abaque, 4 échantillons ont un potentiel « faible », 10 échantillons ont un potentiel « élevé » et 6 échantillons ont un potentiel « très élevé ». Ces résultats qualitatifs seront comparés aux résultats des essais de gonflement menés sur 4 échantillons et présentés à la section suivante.

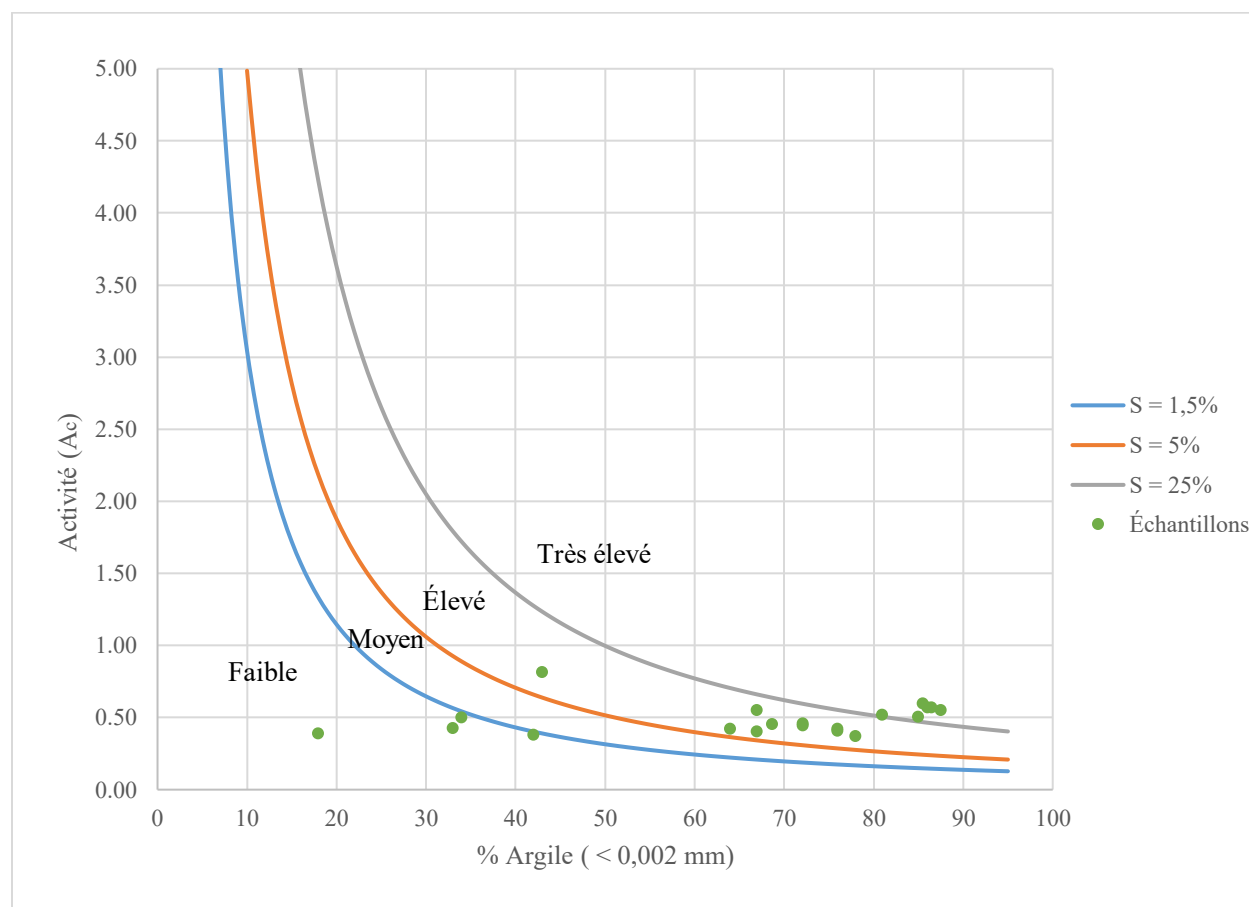
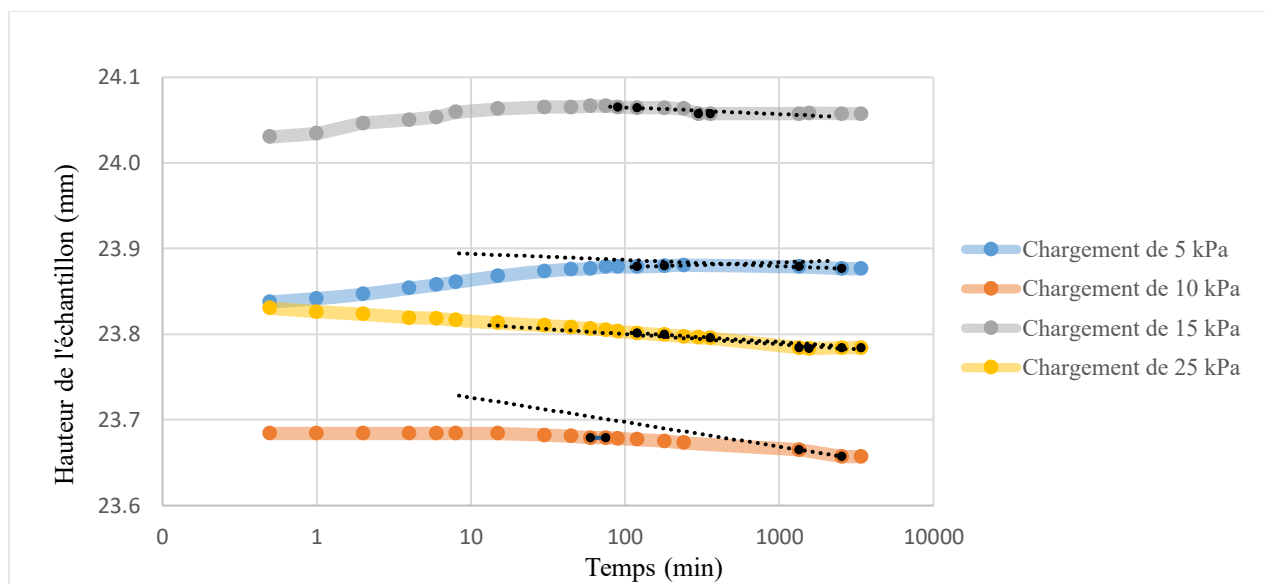


Figure 4.4 Potentiel de gonflement qualitatif des échantillons selon (Seed et al., 1962)

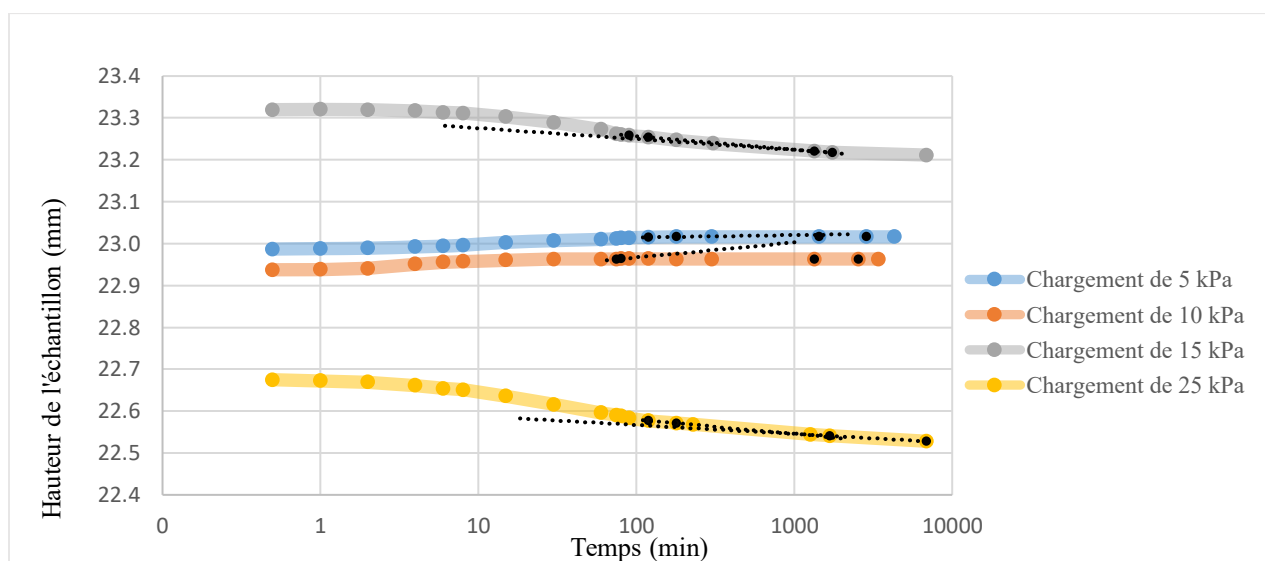
4.2.3 Résultats des essais de gonflement

Les résultats des essais de gonflement sont présentés à la **Figure 4.5 (a-d)**.

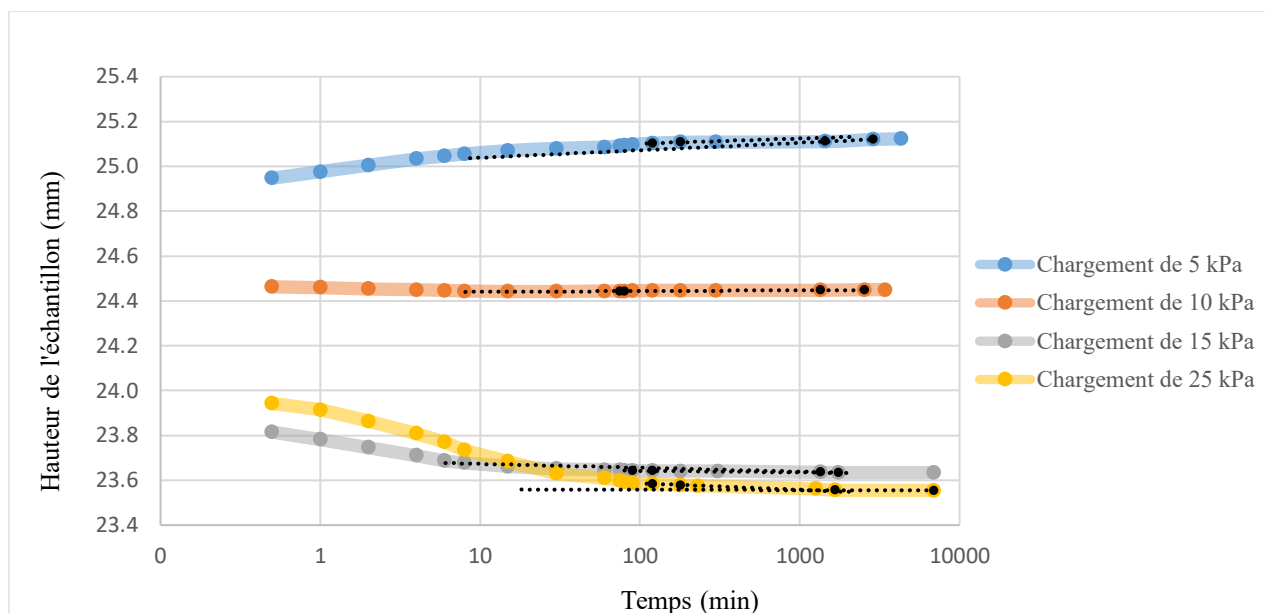
Une courbe ascendante indique un gonflement alors qu'une courbe descendante indique un tassement.



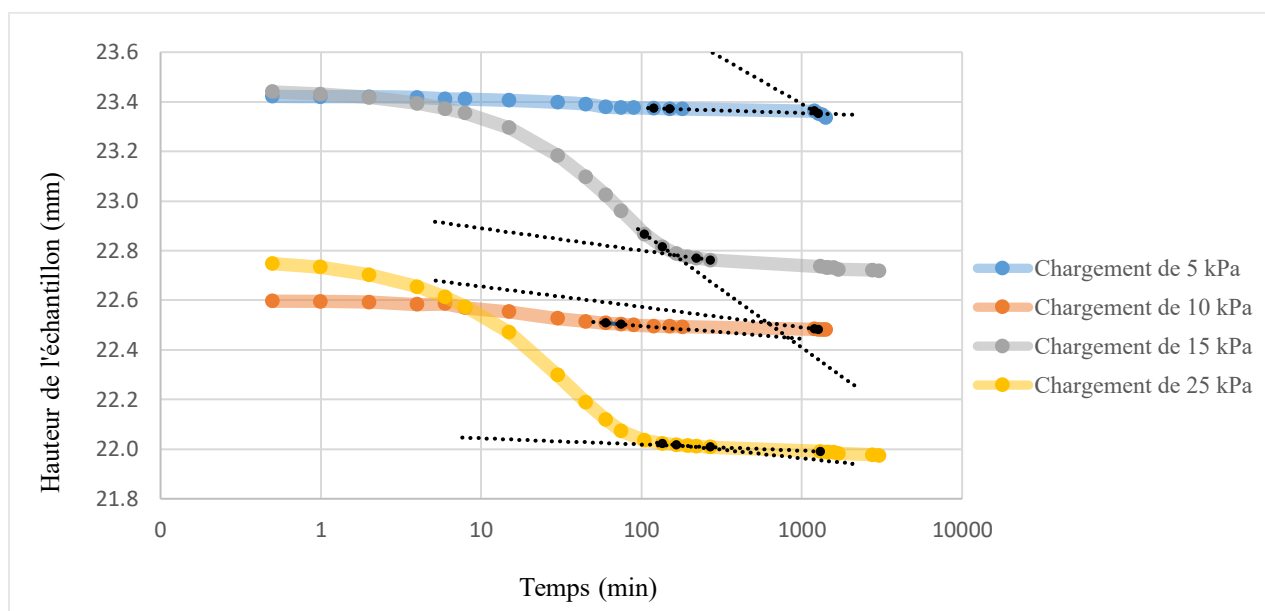
a- Courbes de variation de la hauteur de l'échantillon du site 5 pour chaque degré de chargement



b- Courbes de variation de la hauteur de l'échantillon du site 9 pour chaque degré de chargement



c- Courbes de variation de la hauteur de l'échantillon du site 16 pour chaque degré de chargement



d- Courbes de variation de la hauteur de l'échantillon du site 20 pour chaque degré de chargement

Figure 4.5: Courbes de variation de la hauteur des échantillons 5, 9, 16 et 20 pour chaque degré de chargement

Analyse et interprétation

Pour le site 5 : On observe un gonflement pour des contraintes verticales de 5 kPa et 15 kPa et un tassement pour les contraintes de 10 kPa et 25 kPa. Ces résultats sont contraires aux attentes, vu que plus la contrainte augmente, plus le risque de gonflement diminue. Ainsi, les inconsistances observées aux contraintes de 10 kPa et 15 kPa peuvent être attribuées au niveau de compaction de l'échantillon. Sachant que la masse humide de l'échantillon est égale dans chaque essai, on observe que la hauteur initiale de l'échantillon à 10 kPa (23,7 mm) est inférieure à celle à 15 kPa (24,1 mm). Ceci indique que l'échantillon à 10 kPa a été plus compacté, ce qui a directement affecté le potentiel de gonflement. Cet aspect a été pris en considération dans les essais subséquents pour avoir des résultats plus consistants.

Pour les sites 9 et 16 : On observe que pour le site 9, l'échantillon gonfle pour des contraintes de 5 et 10 kPa et pour le site 16 l'échantillon gonfle uniquement pour la contrainte de 5 kPa. Ces résultats sont conformes aux attentes. L'échantillon gonfle à faibles contraintes de confinement, mais lorsque celles-ci augmentent, elles égalisent, voire dépassent, les contraintes liées au gonflement. L'échantillon peut alors subir un tassement.

Pour le site 20 : L'échantillon subit un tassement pour toutes les contraintes. Le site 20 est celui qui a la composition en argile la plus faible, ce qui se traduit directement dans les résultats. En effet, le gonflement est principalement lié aux interactions entre les particules argileuses et l'eau interstitielle et leur remplacement par des particules plus grossières et inertes diminue les interactions et donc le potentiel de gonflement. Le site 20 a également été classé en tant qu'argile la moins plastique sur l'abaque de Casagrande, ce qui se traduit par une faible absorption d'eau, et donc un potentiel de gonflement plus faible, voire nul, même pour les faibles contraintes de confinement.

Selon les résultats qualitatifs de la **Figure 4.4**, les sites 5, 9 et 16 ont un potentiel de gonflement « élevé » et le site 20 a un potentiel de gonflement « faible ». Il est vrai que le site 20 a un potentiel faible vu qu'aucun gonflement n'a été observé. Les sites 9 et 16 ont présentés des comportements similaires qui dans le cas de cette étude ne présentent pas de risque de gonflement sous les conditions données, mais peuvent effectivement gonfler sous d'autres conditions, tel qu'observé sur les graphiques. Il aurait été intéressant d'effectuer des essais de gonflement sur un site dont le potentiel de gonflement a été qualifié de « très élevé » pour comparer avec les résultats des autres

sites. Cependant, les résultats obtenus ont été jugés suffisants pour tirer des conclusions et recommandations.

Ainsi, dans le cadre des systèmes mis en place, il y a deux niveaux de risque à considérer : le risque de gonflement à l'interface sable/sédiments et le risque à l'interface entre les sédiments argileux et le perré. Selon les résultats présentés au **Tableau 4.2**, le risque de gonflement n'est pas présent pour tous les échantillons à des profondeurs supérieures à 57 cm, ce qui est représentatif d'une profondeur minimale conforme à la mise en place d'un champ de polissage (60 cm). Ainsi, le risque que les champs de polissage mis en place en Abitibi-Témiscamingue subissent des dégâts causés par le gonflement à l'interface sable/sédiments glaciolacustres est qualifié de faible, alors que le risque de gonflement au niveau de l'interface entre les sédiments argileux et le perré reste à être mieux encadré.

Tableau 4.2: Résultats des essais de gonflement sur les 4 échantillons choisis

Site #	Classification granulométrique	5 kPa	10 kPa	15 kPa	25 kPa
		28 cm	57 cm	85 cm	142 cm
5	Composition en argile entre 32% et 45%	Gonflement	Effondrement	Gonflement	Effondrement
9	Composition en argile supérieure à 64%	Gonflement	Gonflement	Effondrement	Effondrement
16	Composition en argile supérieure à 64%	Gonflement	Effondrement	Effondrement	Effondrement
20	Composition en argile moins que 25%	Effondrement	Effondrement	Effondrement	Effondrement

4.3 Cartographie

La carte générale de la **Figure 4.6** représente les sites des permis municipaux, les points d'échantillonnage des sols ainsi que les sites des inspections sanitaires superposés. Pour tous les sites tirés des permis municipaux, on dispose de l'information sur le type de sol selon la zone de

perméabilité décrite à l'annexe 1 du RETEURI (A, B, C ou D), qui représente elle-même une indication qualitative de la perméabilité du sol (très perméable, perméable, peu perméable ou imperméable respectivement). Cette classification est déterminée sur la base de caractérisation du site réalisée dans le cadre de la demande de permis (LégisQuébec, 2022).

Le nombre de sites selon chaque zone est représenté au **Tableau 4.3**. On retrouve que 82% des sites représentent un dépôt de sol de zone D (imperméable), ce qui supporte l'hypothèse que le dépôt de sol est globalement argileux. Ceci se retrouve également dans les 20 échantillons prélevés pour la caractérisation des sols.

Un agrandissement de la carte de la **Figure 4.6** permet une visualisation de la location des sites selon les municipalités. Les sites sont globalement situés dans une bande riveraine de lac ou rivière, ou à proximité de celle-ci. Dans certains cas, les sites de perméabilité qualifiée de « très perméables » et « perméables » sont à proximité des sites « imperméables » ce qui pourrait être interprété par des lentilles de sols plus perméables parmi le dépôt glaciolacustre. Dans d'autres cas, on observe une agglomération de sites « très perméables » et « perméables », ce qui pourrait indiquer qu'il s'agit d'une étendue où le dépôt de sol est globalement perméable. Les images agrandies ne seront pas présentées pour des contraintes de confidentialité.

Tableau 4.3: Répartition des sites selon les niveaux de perméabilité

Zone	Perméabilité	Plage de conductivité hydraulique (K) (cm/s)	Nombre de sites	Pourcentage
A	Très perméable	$K > 4 \times 10^{-3}$	15	6,7%
B	Perméable	$2 \times 10^{-4} < K \leq 4 \times 10^{-3}$	6	2,7%
C	Peu perméable	$6 \times 10^{-5} < K \leq 2 \times 10^{-4}$	10	4,5%
D	Imperméable	$K \leq 6 \times 10^{-5}$	183	82,1%
Pas d'information	Pas d'information	-	9	4,0%

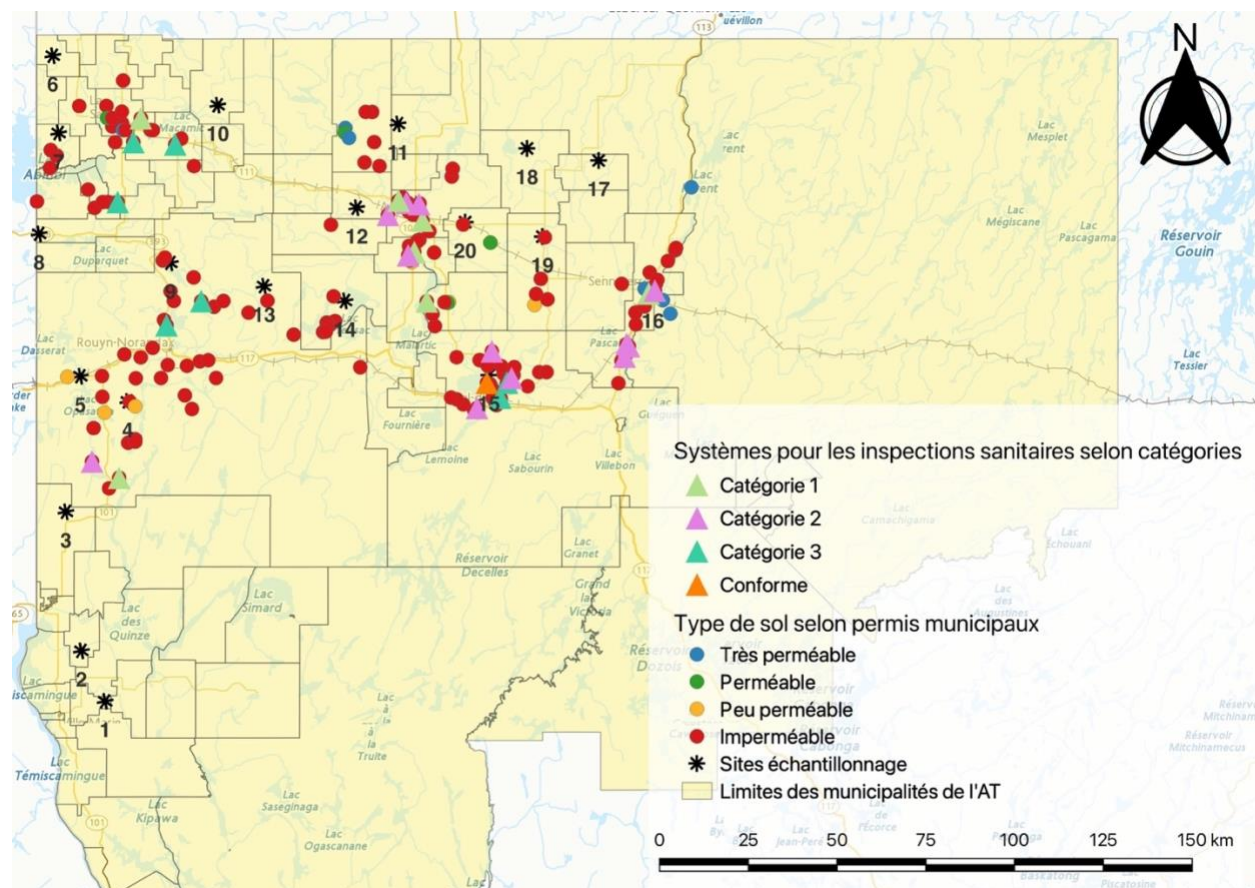


Figure 4.6: Carte des 223 sites, des sites pour les inspections sanitaires et des sites d'échantillonnage des sols.

4.4 Résultats de la campagne des inspections sanitaires

Avant de présenter les résultats de la campagne des inspections sanitaires, il est important de présenter les sites choisis.

4.4.1 Liste des sites pour les inspections sanitaires

Les sites pour les inspections sanitaires ont été sélectionnés dans le mandat du livrable 3 non publié: « Campagne d'inspection sanitaires » selon une hiérarchie de critères en commençant par (1) représentation des différentes catégories (2) présence d'un fossé, (3) présence d'un puits, (4) variation des plages d'âges de conception des systèmes tout en considérant la place géographique selon les municipalités pour prendre en compte l'aspect logistique de la campagne. Ainsi, les sites choisis sont représentés sur la carte de la **Figure 4.7** selon la catégorie.

Le nombre de systèmes choisis pour l'inspection selon chaque catégorie et selon le type de traitement secondaire avancé est représenté au **Tableau 4.4**. Le code original du système, ainsi que le code de stations utilisé par l'OBVAJ durant les inspections sanitaires sont représentés côte-à-côte au **Tableau 4.5**. Durant la totalité de cette section, les sites seront référés selon leur code de station (ISAXX). Le **Tableau 4.5** représente également l'année d'installation, la municipalité et le type de système utilisé.

Tableau 4.4: Nombre de systèmes présentés pour chaque catégorie et système

Catégorie	Répartition selon type	Nombre
Catégorie 1: Fosse septique + filtre à sable classique + champ de polissage juxtaposé	Filtre à Sable (FAS)	6
	Sous-total	6
Catégorie 2: Fosse septique + système de traitement secondaire avancé certifié (Hydro-Kinetic, Bionest ou Ecoflo) + champ de polissage juxtaposé	Bionest	7
	Ecoflo	4
	Hydro-kinetic (HK)	2
	Sous-total	13
Catégorie 3: Fosse septique + système de traitement secondaire avancé certifié (System O)) ou Ecoflo) + champ de polissage superposé	Ecoflo	3
	System O))	5
	Sous-total	8
Conforme	Hydro-kinetic (HK)	1
	Sous-total	1
Tous les systèmes	Total	28

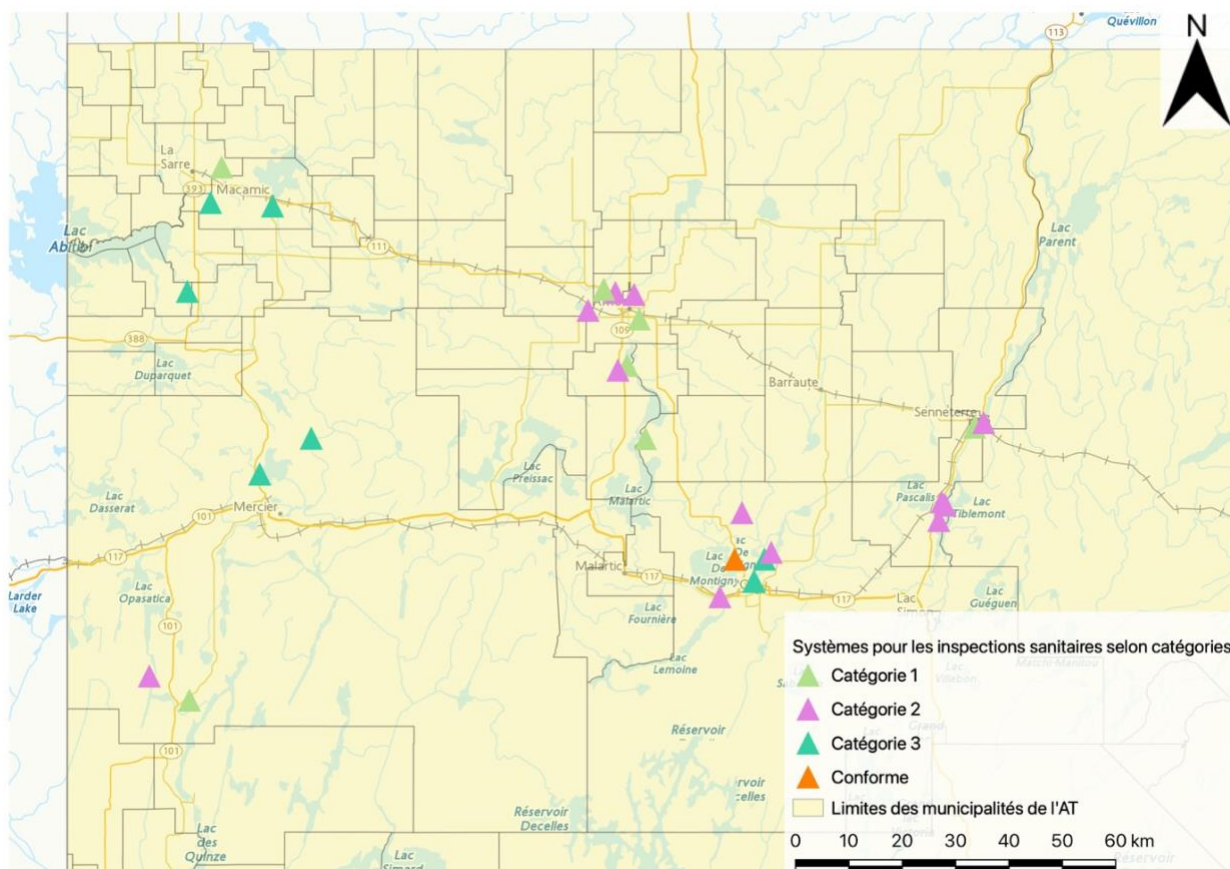


Figure 4.7: Répartition des sites sélectionnés pour les inspections sanitaires

Tableau 4.5: Liste des sites pour les inspections sanitaires selon le type et la catégorie

Station	Code	Année installation	Type STSA	Catégorie
ISA1	13WXY	2018	Bionest (BNT)	2
ISA2	13GHI	2018	Bionest (BNT)	2
ISA3	17Z	2015	Ecoflo	3
ISA4	17AE	2017	Bionest (BNT)	2
ISA5	17AA	2009	Bionest (BNT)	2
ISA6	10I	2017	Bionest (BNT)	2

Tableau 4.5: Liste des sites pour les inspections sanitaires selon le type et la catégorie (suite)

ISA7	10D	2011	Bionest (BNT)	2
ISA8	10O	2018	Bionest (BNT)	2
ISA9	10A	2014	Filtre à Sable (FAS)	1
ISA10	17Q	2006	Ecoflo	3
ISA11	17S	2005	Ecoflo	3
ISA12	19M	2017	Ecoflo	2
ISA13	14H	2018	Hydro-kinetic (HK)	2
ISA14	14Q	2019	Filtre à Sable (FAS)	1
ISA15	8A	2020	System O))	3
ISA16	15M	2017	Filtre à Sable (FAS)	1
ISA17	16E	2020	System O))	3
ISA18	14N	2020	Hydro-kinetic (HK)	2
ISA19	14C	2018	Filtre à Sable (FAS)	1
ISA20	14G	2013	Ecoflo	2
ISA21	17AS	2019	Hydro-kinetic (HK)	CF
ISA22	17L	2018	Ecoflo	2
ISA23	16C	2020	System O))	3
ISA24	18B	2013	System O))	3
ISA25	18R	2015	Filtre à Sable (FAS)	1
ISA26	18E	2019	Ecoflo	2
ISA27	18AB	2012	System O))	3
ISA28	3C	2019	Filtre à Sable (FAS)	1

L'OBVAJ a fourni le rapport final résumant toutes les données recueillies durant la campagne. Ce rapport contenait entre-autres trois tableaux principaux de données :

- Mesures et observations réalisées lors de l'inspection générale de l'installation septique
- Résultats des analyses des échantillons d'eau dans les fossés
- Résultats des analyses des échantillons d'eau potable

4.4.2 Résultats des observations et données qualitatives

Le tableau des données brutes des mesures et observations est présenté à l'annexe C, **Tableau C.1**.

Un résumé des observations réalisées avec de brèves conclusions est présenté au **Tableau 4.6** ci-dessous.

Tableau 4.6: Résultats des observations visuelles

Colonne	Type d'évaluation	Résultats
Nombre de chambres à coucher	Validation du nombre de chambres à coucher de la résidence suivant d'éventuelles rénovations ;	Rien à rapporter
Nombre de Résidents T/P	Validation du nombre de résidents permanents (P) ou temporaires (T) dans la résidence ;	Rien à rapporter
Usage	Vérification de l'usage de la résidence (strictement domestique, touristique ou commercial) ;	Tous les sites sont strictement domestiques sauf le site ISA12 qui a été alors omis de l'analyse des résultats
Broyeur	Vérification de la présence/absence d'un broyeur à déchets ;	Tous les sites n'utilisent pas de broyeur à déchets
Additifs	Vérification de l'utilisation/non-utilisation d'additifs pour la fosse septique ;	3 sites reçoivent des additifs pour la fosse septique

Tableau 4.6: Résultats des observations visuelles (suite)

Historique	Vérification de la conformité de l'historique d'entretien du dispositif de traitement (vidange de fosses septiques, entretien du système de traitement secondaire avancé, etc.)	Dates de vidange des fosses septique: 2019 : 1 site 2020 : 3 sites 2021 : 8 sites 2022 : 12 sites Année non connue : 4 sites Date d'entretien du STSA (BNT, HK, Ecoflo) 2021 : 3 sites 2022 : 4 sites Pas d'information : 6 sites Année non connue : 9 sites
Intégrité hydraulique	Vérification de l'intégrité hydraulique par le test de saturation	Aucune problématique rencontrée
Chargements	Vérification de la présence/absence de chargements sur l'élément épurateur (asphalte, véhicules, cabanons, patios, etc.) ;	Tous les sites sont conformes
Pente	Vérification de la pente du terrain par observation visuelle ;	Pente 0-5% : 14 sites Pente 5-10% : 4 sites Pente 10-15% : 8 sites Pente 15-20% : 1 site Pente 20-25% : 1 site Ainsi 93% des sites ont une pente inférieure à 15%
Retrait	Vérification des distances de retrait par observation visuelle ;	Tous les sites sont conformes
Conduites parasites	Vérification de la présence/absence de conduites d'acheminement d'eaux parasites vers le dispositif par observation visuelle ;	Aucun site ne présente de conduites d'eau parasites vers le dispositif, mais 1 seul site présente une conduite d'eaux parasites qui provient du voisin et qui se rejette vers le même fossé

Tableau 4.6: Résultats des observations visuelles (suite)

Résurgences	Vérification de la présence/absence de résurgences sur la surface du sol. Si des résurgences sont observées, indiquer la localisation des résurgences dans le terrain inspecté ;	2 sites présentent des résurgences, ISA27 et ISA28 Ces sites-là seront analysés dans les sections suivantes
Niveau Nappe	Estimation du niveau de la nappe phréatique par observations visuelles (niveau dans des fossés, rehaussement de terrain au pourtour de l'élément épurateur, etc.) ;	Pour 50% des sites le niveau de la nappe n'a pas pu être déterminé N/D : 14 sites 5-100 cm : 3 sites 100-150 cm : 2 sites 150-200 cm : 4 sites 200-300 cm : 2 sites 300+ cm : 3 sites
Autres observations	Toute autre observation pouvant affecter l'installation septique (nouveaux éléments topographiques, signes de compaction du sol, etc.) ;	Rien à rapporter
État préfiltre	Validation de la présence du préfiltre dans la fosse septique et vérification de son état ;	Tous les sites indiquent la présence d'un préfiltre en bon état
STP Vol.	Validation du volume de la fosse septique ;	En comparant avec le volume recommandé selon le nombre de chambre à coucher on retrouve : Volume minimal du RETEURI : 20 sites Volume non conforme / inférieur d'une CC : 1 site Volume supérieur d'une CC : 4 sites Volume supérieur de deux CC : 2 sites
Écumes	Vérification du niveau de l'écume dans la fosse septique ;	Les épaisseurs d'écumes rapportées sont très élevées, parfois plus que les épaisseurs de boues, ce qui est un résultat surprenant.
Boues	Vérification du niveau des boues dans la fosse septique;	10 sites sur 28 ont présenté des épaisseurs de boues supérieures à 30 cm alors que la vidange a eu lieu durant le 2 dernières années (2020, 2021 et 2022).

Tableau 4.6: Résultats des observations visuelles (suite)

FS Fissures	Évaluation de l'étanchéité de la fosse septique par la présence/absence de fissures, zones corrodées ou zones dégradées ;	Pas de problèmes de fissures rapportés
Cernes	Évaluation du colmatage du dispositif de traitement d'infiltration par observation visuelle de cernes de niveau d'eau à proximité de la fosse septique.	Pas de problèmes de cernes rapportés

4.4.3 Résultats des analyses des échantillons d'eau potable et des échantillons de surface

Un tableau récapitulatif tiré des données brutes concernant les échantillons d'eau de fossé et d'eau potable est présenté à l'annexe C, **Tableau C.2**. Une analyse plus détaillée des données est présentée aux sections suivantes. Certains sites n'avaient aucune donnée d'échantillonnage, notamment les sites ISA15 à ISA20, ISA24, ISA25 et ISA27 et cela en raison d'un manque d'eau en amont et/ou à la sortie de l'ouvrage de traitement.

Analyses des échantillons d'eau potable

Les échantillons d'eau potable ont démontré un excès de coliformes totaux pour les systèmes ISA4, ISA7, ISA8 et ISA22, un excès en colonies atypiques pour les systèmes ISA8 et ISA22, ainsi qu'un excès en E-coli uniquement pour le système ISA22. Il n'y a eu aucun excès rapporté en entérocoques. Le système ISA22 représente ainsi des contaminations en coliformes totaux, colonies atypiques et E-coli.

Analyses de coliformes fécaux des échantillons d'eau de fossé

Les moyennes des valeurs de coliformes fécaux recueillies dans le fossé en amont (F1-F3) et au niveau de la sortie (F4-F6) du dispositif de traitement ont été calculées et représentées pour chaque site à la **Figure 4.8**. Pour certains sites, les données de prélèvement en amont étaient absentes à cause d'un manque d'eau dans le fossé. Dans ce cas, seules les moyennes des échantillons au niveau de la sortie du dispositif de traitement ont été présentées. On observe une différence entre les valeurs obtenues en amont et au niveau de la sortie du dispositif qui est tantôt supérieure, tantôt

inférieure. Cette différence est illustrée à la **Figure 4.9**. Le pourcentage de différence positif indique une concentration de coliformes fécaux plus élevée au niveau de la sortie du dispositif, ce qui correspond potentiellement à un système qui émet des coliformes fécaux. Dans le cas où le pourcentage de différence est négatif, ceci indique que la concentration en coliformes fécaux en amont était plus importante, donc il y a une source de contamination différente que l'installation septique.

Selon le RETEURI, l'effluent du système de traitement secondaire avancé doit respecter une concentration maximale de 50 000 UFC/100 mL, alors que l'effluent du système de traitement tertiaire avec désinfection doit respecter une concentration maximale de 200 UFC/100 mL (MELCCFP, 2015). Comme les systèmes étudiés représentent un cas intermédiaire entre l'infiltration dans le sol et le rejet en surface, il n'y a pas de norme existante qui indique le niveau de coliformes fécaux à retrouver à la sortie du fossé. Les systèmes ont alors été répartis selon la moyenne de coliformes fécaux au niveau de la sortie du dispositif (F1-F3) en 3 catégories : < 200 UFC/100 mL; entre 200 et 50 000 UFC/100 mL, et > 50 000 UFC/100 mL. Les résultats sont présentés au **Tableau 4.7**.

Parmi les données recueillies, 11 systèmes présentent des concentrations inférieures à 200 UFC/100 mL, 7 systèmes ont des concentrations entre 200 et 50 000 UFC/100 mL et uniquement 1 système présente des concentrations supérieures à 50 000 UFC/100 mL: il s'agit du système ISA23 de la catégorie 3. Il est important de noter que pour ce dernier, la concentration en amont n'a pas été enregistrée, et il serait donc difficile de trancher quant à la raison de ces fortes concentrations. Cependant, il y a présence d'une conduite parasite provenant du voisin dans le même milieu récepteur, ce qui pourrait expliquer les valeurs élevées.

En ce qui concerne les 7 systèmes avec concentrations entre 200 et 50 000 UFC/100 mL, 6 parmi eux présentent des concentrations comparables en amont et vis-à-vis la sortie du dispositif (**Figure 4.8**), ce qui indique que ces valeurs ne sont pas uniquement dues aux résurgences provenant de l'installation septique, et le 7^e ne présente pas de valeurs en amont ce qui ne permet pas de trancher quant à la raison de la présence de ces concentrations.

En conclusion, on pourrait dire que tous les systèmes respectent les normes de rejet d'un effluent de traitement secondaire avancé, et que la plupart (58% sur les 19 sites inspectés avec données) respectent les normes de rejet de coliformes fécaux d'un effluent tertiaire avec désinfection.

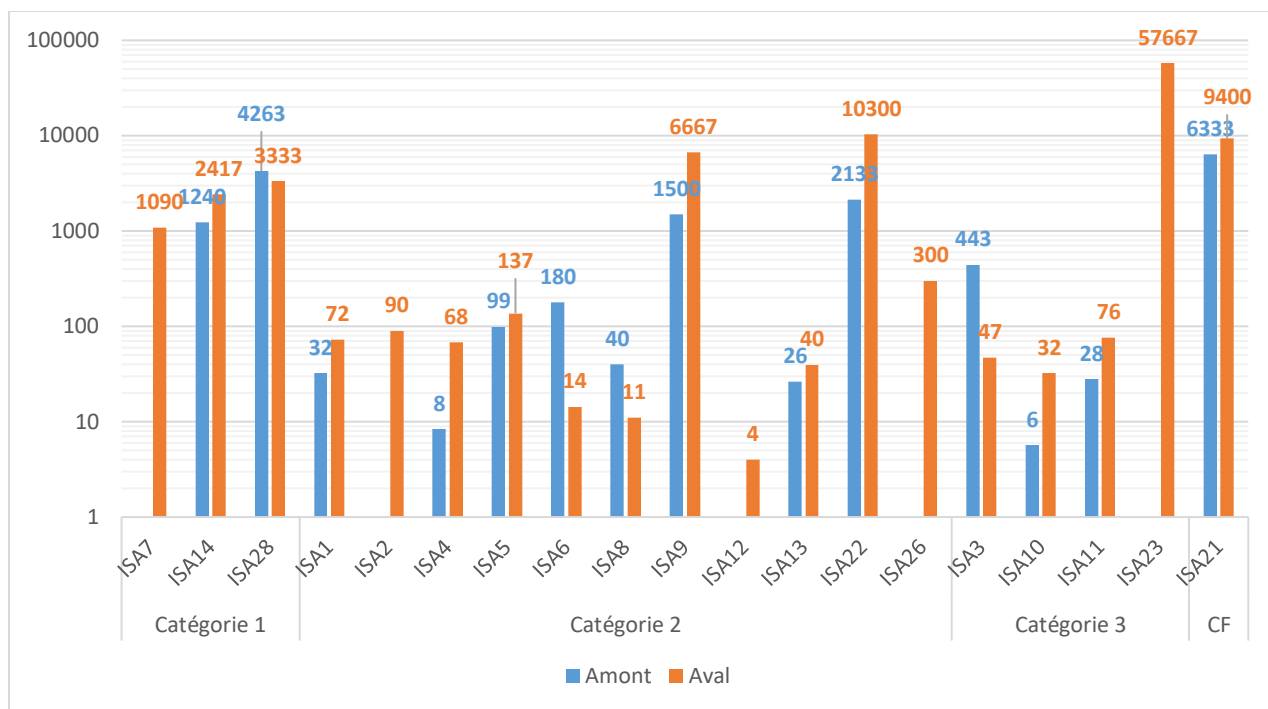


Figure 4.8: Moyenne des valeurs des coliformes fécaux pour les échantillons en amont et au niveau du dispositif

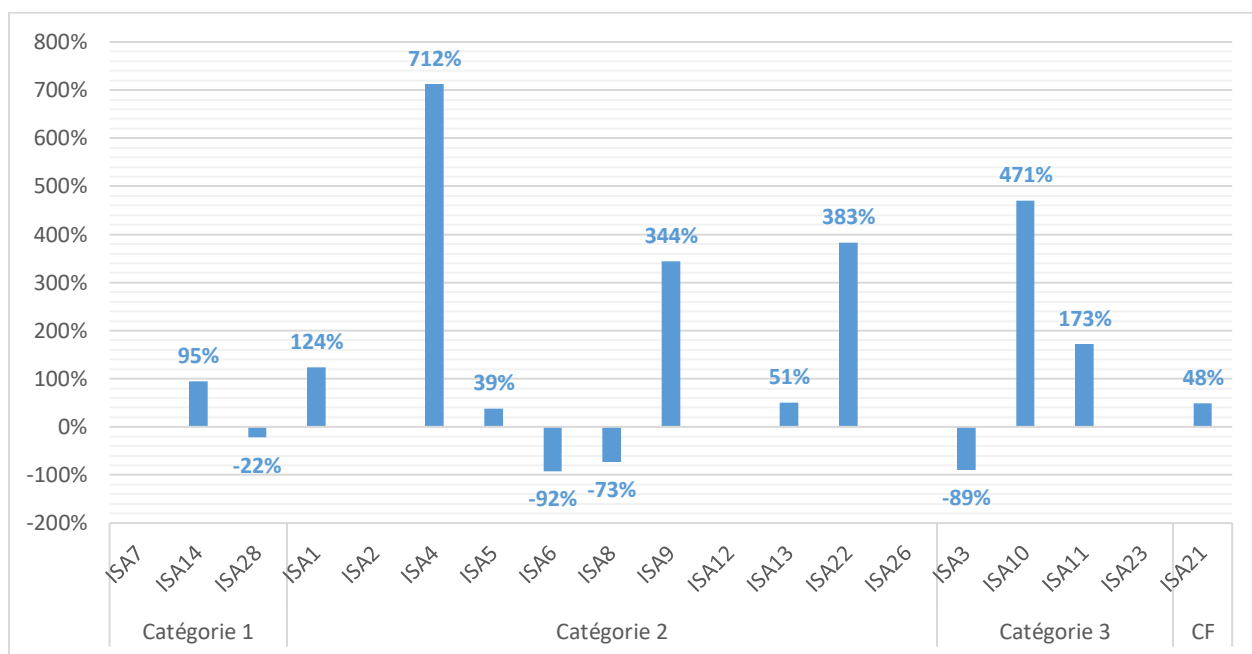


Figure 4.9: Différence entre les moyennes en amont et au niveau de la sortie du dispositif de traitement pour chaque site

Tableau 4.7: Répartition des systèmes selon la concentration de coliformes fécaux dans le fossé

Concentration de coliformes fécaux (UFC/100 mL)	Nombre de systèmes
< 200	11
200 < C < 50 000	7
> 50 000	1
Pas d'échantillonnage	9

Analyses de phosphore des échantillons d'eau de fossé

La moyenne des valeurs de phosphore recueillies dans le fossé en amont (T1-T3) et au niveau de la sortie (T4-T6) du dispositif de traitement ont été calculées et représentées pour chaque site à la **Figure 4.10**. Pour certains sites, les données de prélèvement en amont étaient absentes. Dans ce cas, seules les moyennes des échantillons au niveau de la sortie ont été présentées. Dans tous les cas sauf ISA9 et ISA14, la concentration en phosphore était supérieure au niveau de la sortie du système par rapport à l'amont.

Les systèmes ont été répartis selon la moyenne de phosphore au niveau de la sortie de l'ouvrage (T1-T3) en 3 catégories : < 1 mg/L; entre 1 et 3,8 mg/L, et > 3,8 mg/L. Les résultats sont présentés au **Tableau 4.8**. Pour ces intervalles, la limite de 1 mg/L a été choisie en référence à la norme en phosphore spécifiée par le RETEURI pour pouvoir rejeter en fossé en amont de lacs désignés, (MELCCFP, 2015) et la limite de 3,8 mg/L désigne la valeur moyenne de la concentration du phosphore dans les eaux usées domestiques (Ximena et al., 2022).

En conclusion, la campagne d'inspections sanitaires n'a pas permis d'identifier clairement un lien de cause à effet entre la présence d'une installation septique et la présence de coliformes fécaux dans le fossé au niveau de la sortie de l'installation septique. En effet, un bruit de fond important a été observé dans plusieurs cas, et on observe parfois une augmentation de concentration, parfois une diminution de concentration de l'amont vers l'aval hydraulique à l'installation septique. Pour le phosphore, un bruit de fond relativement important a été observé dans le fossé, mais on note une augmentation plus systématique de la concentration en phosphore dans le fossé de l'amont vers l'aval hydraulique.

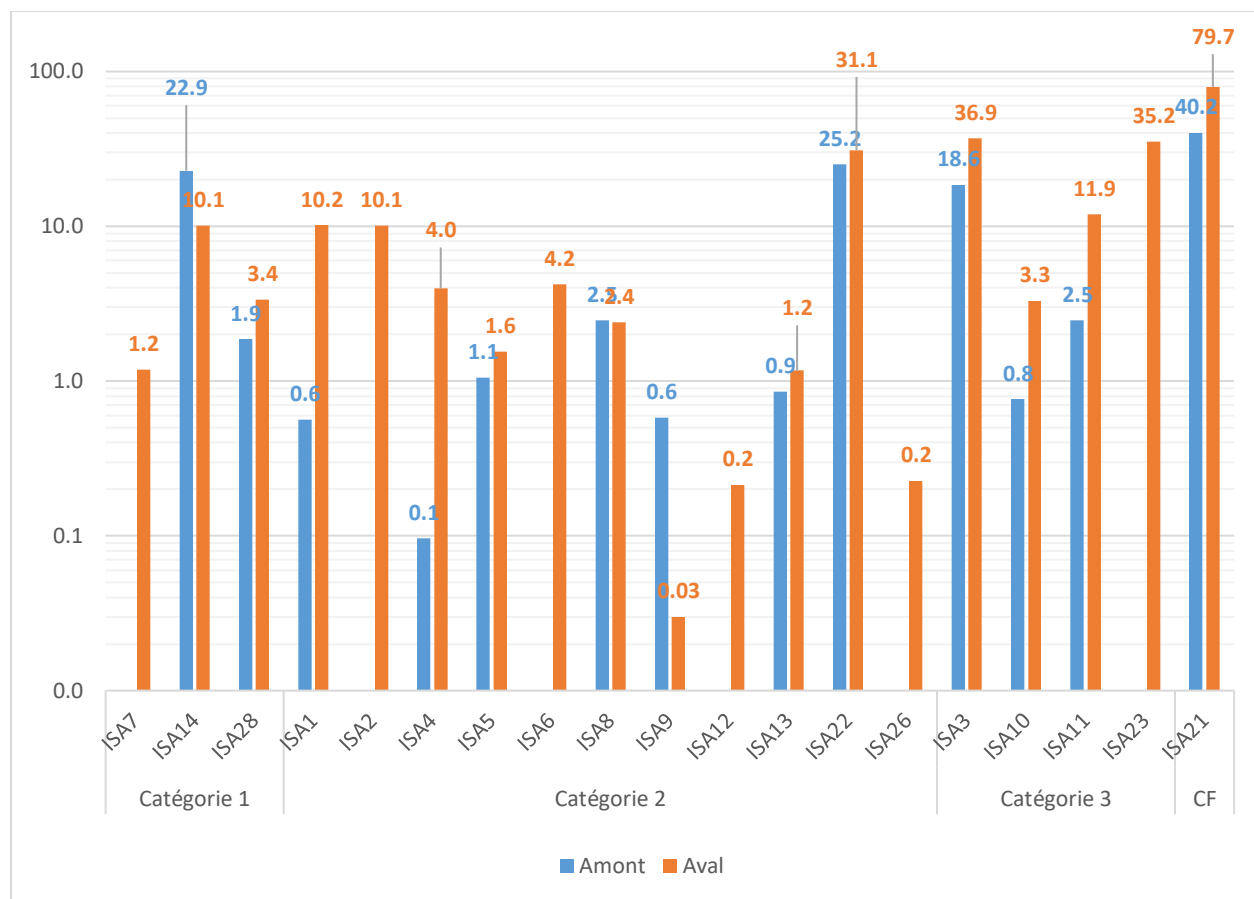


Figure 4.10: Moyenne des concentrations de phosphore pour les échantillons en amont et au niveau de la sortie du dispositif de traitement

Tableau 4.8: Répartition des systèmes selon la concentration en phosphore dans le fossé

Concentration en phosphore (mg/L)	Nombre de systèmes en amont	Nombre de systèmes au niveau de la sortie
< 1	2	3
< 3,8	7	6
> 3,8	4	10
Pas d'échantillonnage	15	9

4.4.4 Autres analyses

Tel qu'indiqué au **Tableau 4.6**, il y a deux systèmes qui présentent des résurgences autour de l'ouvrage de traitement. Une analyse des raisons possibles a été entreprise pour prendre les résultats en compte dans le choix des systèmes pour la modélisation et le choix final des modèles.

Résurgence du système ISA28

Le système ISA28 est de la catégorie 1, formé d'une fosse septique, d'un filtre à sable classique (FAS) et d'un champ de polissage juxtaposé. Les informations de base et de dimensions de ce système-là ne pointent pas vers une raison directe qui aurait pu causer les résurgences. En revenant sur le schéma du système présenté à la **Figure 4.11**, on constate que le niveau du fossé est au ras de la couche de sable filtrant. Ceci pourrait expliquer l'inondation de la couche de sable et ainsi les résurgences. Ce paramètre sera alors pris en considération dans la partie modélisation et les recommandations finales.

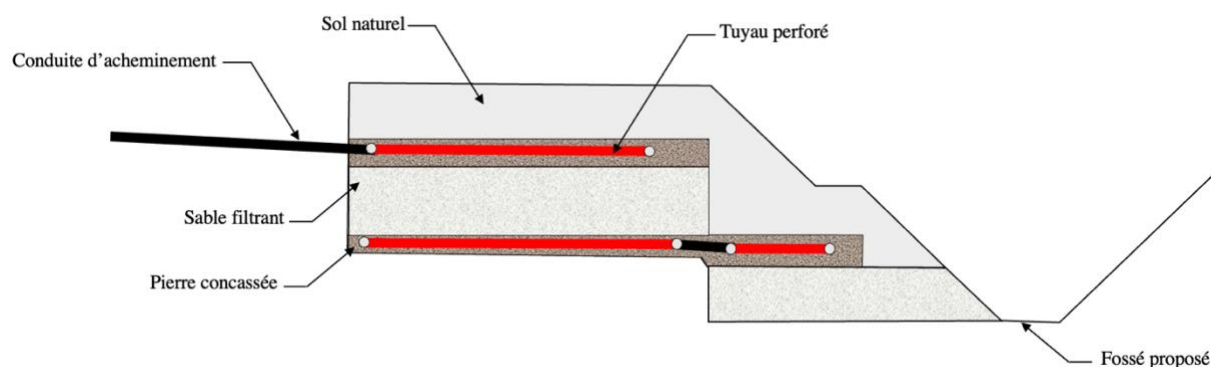


Figure 4.11: Section montrant le filtre à sable, champ de polissage et fossé du système ISA28

Résurgences du système ISA27

Le système ISA27 est de catégorie 3, formé d'une fosse septique, d'un système de traitement secondaire avancé (System O)) et d'un champ de polissage. Pareillement à ISA28, celui-ci ne présente aucune raison qui indiquerait la cause des résurgences à partir du permis municipal. Ce système a alors été comparé au système similaire ISA17 qui représente la même chaîne de traitement, et les mêmes dimensions et débits, et pas de résurgences. Les différences notées par cette comparaison sont :

- La pente : La pente du terrain selon les observations des inspections sanitaires de ISA17 est de 20-25% et celle de ISA27 est de 10-15%, alors que les pentes du champ de polissage lui-même tel qu'indiquées dans les schémas du permis est de 1-2%.
- L'année de conception : ISA17 en 2020 et ISA27 en 2012

Ces observations suggèrent que l'âge du système ISA27 aurait pu diminuer la performance hydraulique de celui-ci, ce qui expliquerait les résurgences. En ce qui concerne la pente, les critères de pente et d'ennoiement dans le temps seront détaillés dans la partie modélisation.

4.4.5 Conclusion

Les inspections sanitaires ont été entreprises pour s'assurer du bon fonctionnement général de l'installation septique et caractériser plus finement les ouvrages qui sont non-conformes dans le but ultime de considérer des modèles adéquats pour la deuxième étape de modélisation qui permettra d'orienter les recommandations.

Selon les observations et analyses effectuées dans la section ci-dessus, il est important de retenir les éléments suivants:

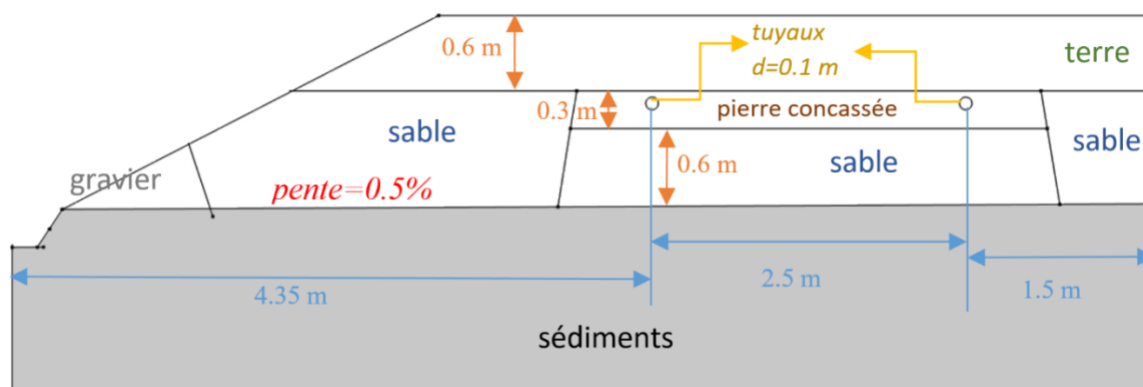
- Il est difficile de noter une augmentation significative de coliformes fécaux entre l'amont et la sortie du dispositif vu la variabilité des données, mais l'augmentation est plus observable en ce qui concerne le phosphore.
- La concentration de phosphore en amont du fossé est relativement élevée et la présence de coliformes fécaux en amont du fossé est également non-négligeable.
- Les échantillons d'eau potable étaient globalement dans les normes sauf pour un excès de coliformes totaux dans les systèmes ISA4, ISA7, ISA8 et ISA22, un excès en colonies atypiques dans les systèmes ISA8 et ISA22, ainsi qu'un excès en E-coli uniquement dans le système ISA22.
- Un problème potentiel de niveau de fossé a été observé dans un système (ISA28)
- L'effet de la pente a été observé en comparant deux systèmes (ISA17 et ISA27)

4.5 Phase I de modélisation : Évaluation des risques et choix des systèmes

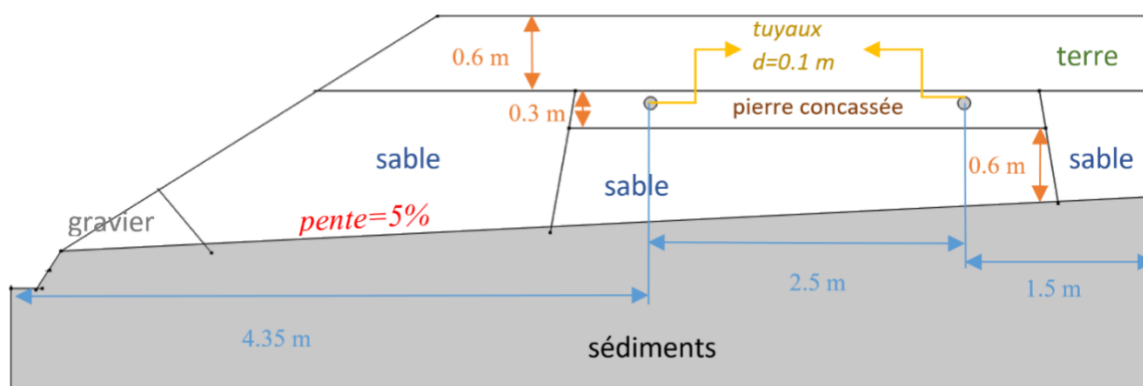
Cette partie du mémoire consiste en un résumé des résultats du livrable 4 (Sheibani et al., 2022).

4.5.1 Détails des modélisations

Chaque système sélectionné a été modélisé selon deux types de pentes : La pente du terrain naturel et la pente modifiée qui représentaient tantôt une pente presque nulle (0,5-1%) et tantôt une pente faible (5%) tel que présenté à la figure pour l'un des modèles.



(a) Modèle 1B, configuration originale, pente=0,5%



(b) Modèle 1B, configuration modifiée, pente=5%

Figure 4.12 Exemple de modification de pente pour le modèle 1B

Les résultats du comportement des systèmes des différentes catégories et pentes ont été comparés à ceux d'un système de traitement conforme selon le RETEURI. Les résultats de la modélisation du système conforme ont montré que (1) l'écoulement s'est stabilisé au cours des 20 premiers jours et, qu'après cela, seuls des changements mineurs se sont produits, (2) après 10 ans, la profondeur

minimale non saturée (située au milieu de la coupe transversale) était de 36 cm, et (3) le panache de phosphore et de virus a atteint le fossé au cours de la 1^{ère} année de simulation. La concentration de phosphore a augmenté avec le temps tandis que la concentration de virus a légèrement changé après les 100 premiers jours. La valeur de 36 cm d'épaisseur de sol non-saturé a été utilisée comme critère pour juger les systèmes non conformes (voir section 3.1.5 pour la justification du 36 cm). Si la profondeur non saturée minimale dans l'un des systèmes non conformes était inférieure à 36 cm, ce système serait alors considéré à risque d'engorgement élevé.

4.5.2 Résultats

L'étude de modélisation a démontré que le risque d'engorgement est un élément sensible pour certains dispositifs. Une pente faible (5%) permet d'augmenter l'épaisseur de sol non saturé par rapport à une pente nulle (0-1%). Dans les dispositifs avec un fossé sur le côté (1B **Figure 4.1 a**, 5B **Figure 4.1 e** et 18 B **Figure 4.1 f**) l'écoulement a atteint un état stable après 100 jours. Ces systèmes n'ont pas été inondés et l'accumulation d'eau était en majorité inférieure à celle du système conforme. Nous avons conclu que ces dispositifs ne présentent pas de risque du point de vue de l'écoulement. Dans ces cas, la profondeur minimale non saturée de la couche de sable était plus grande dans les sections transversales qui avaient la plus grande pente. Dans les systèmes 6B (**Figure 4.1 b**) et 18A (**Figure 4.1 d**), l'eau s'est accumulée et une inondation s'est produite. Ainsi, ces dispositifs ne sont pas appropriés. Dans le dispositif 10F (**Figure 4.1 c**), l'eau a migré à travers la couche de sable et a atteint la surface du sol d'une manière telle que la profondeur non saturée minimale dans la couche de sable était supérieure à celle du système conforme. Par conséquent, ce dispositif représente un certain risque.

Quant à la concentration en phosphore, elle augmente avec le temps dans tous les cas. Dans les cas avec fossé, le phosphore aura atteint le fossé avant 10 ans, dès la 1^{ère} année déjà. En outre, il convient de mentionner qu'une capacité de sorption moyenne a été utilisée dans cette étude. Cela signifie qu'en cas de capacité de sorption plus élevée ou de capacité de sorption plus faible, le temps d'arrivée à l'exutoire peut varier considérablement. La concentration en virus a augmenté uniquement durant les premiers jours, et n'a ensuite plus subi de changements majeurs. Également, dans le cas des virus, nous avons utilisé des paramètres de virus simplifiés.

L'évaluation du risque d'engorgement des dispositifs est résumée au **Tableau 4.9** tiré du livrable 4.

Tableau 4.9: Niveau de risque d'engorgement des différents systèmes

Dispositif	Nom	Exutoire	Niveau de risque d'engorgement
Catégorie 1	1B	Fossé de drainage	Moyen
	6B	Aucun exutoire	Élevé
Catégorie 2	10F	Suintement à la surface du sol*	Moyen
	18A	Aucun exutoire	Élevé
Catégorie 3	18B	Fossé de drainage	Faible
	5B	Fossé de drainage	Faible
Conforme		Fossé de drainage	Faible
*Suintement : ce terme indique une infiltration dans une couche de sable à la surface du terrain naturel où l'eau effluent est rejetée à la base du talus, en surface, mais pas à proximité d'un fossé.			

En conclusion, les dispositifs à risque faible et moyen ont été considérés acceptables a priori du point de vue intégrité hydraulique, et ont été soumis à une analyse plus approfondie dans la phase II de modélisation, tout en appliquant certaines modifications à la configuration du système 10F en prenant compte le niveau du risque d'engorgement.

4.6 Phase II de modélisation : Validation des critères de conception et performance

4.6.1 Modèles proposés pour la modélisation

Un tableau récapitulatif des modèles choisis pour la phase II est présenté au **Tableau 4.10**.

La chaîne de traitement adaptée dans tous les modèles est formée d'une fosse septique en traitement primaire, d'un filtre à sable classique ou d'un système de traitement secondaire avancé adapté à la catégorie correspondante, et d'un champ de polissage. Ainsi les modèles 1 et 2

représentent les catégories 1 et 2 combinées et comprennent un filtre à sable classique (FAS) ou un système de traitement secondaire avancé (STSA) constitué d'un système Hydro-kinetic, un système Bionest ou un système Ecoflo.

Le modèle 1 est basé sur le système 1B, et est constitué d'un champ de polissage juxtaposé enfoui avec percolation vers un fossé, où l'eau peut être acheminée par gravité ou par un système de distribution à faible pression (SDFP).

Le modèle 2 est constitué d'un champ de polissage hors-sol juxtaposé au STSA ou FAS. L'alimentation doit se faire alors obligatoirement avec un SDFP et l'effluent du champ de polissage percole vers un fossé. Ce modèle est une adaptation du système 10F susmentionné mais avec une configuration avec fossé plutôt qu'avec suintement sur la surface du sol vu que cette dernière pose plus de problèmes en matière de saturation et de gestion du suintement à la base de la couche de sable.

Les modèles 3 et 4 sont basés respectivement sur les systèmes 5B et 18B et sont représentatifs de la catégorie 3 où le STSA est soit un système Ecoflo superposé au champ de polissage et qui y déverse directement l'eau usée d'une façon uniforme, soit un système System O)) superposé au champ de polissage avec infiltration par des tuyaux. Dans les deux cas, l'effluent du champ de polissage percole vers un fossé avec empierrement.

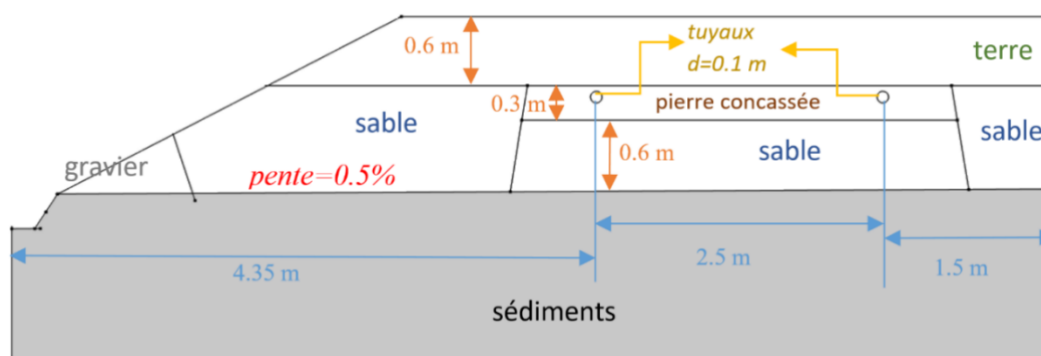
Dans tous les cas, la pente de l'interface entre la couche de sable et le dépôt de sédiments fins sera considérée de 1% - sauf pour le modèle 1 où la pente a été considérée telle la configuration originale de 0,5% - et ceci pour la facilité de mise en place du système étant donné la topographie régionale et la présence du fossé, et vu que cette pente représente la condition la plus critique du point de vue ennoiment tel que démontré à la phase I (livrable 4, (Sheibani et al., 2022)). La distance entre le champ de polissage et le fossé doit être de l'ordre de 3 à 5 mètres pour avoir une surface d'infiltration suffisante. Le sens de disposition du champ de polissage vis-à-vis la pente et la géométrie du champ sont des critères qui n'ont pas été évalués durant la première phase de modélisation et qui ont alors été pris en considération dans la deuxième phase.

Tableau 4.10: Récapitulatif des modèles choisis pour subir la phase II de modélisation

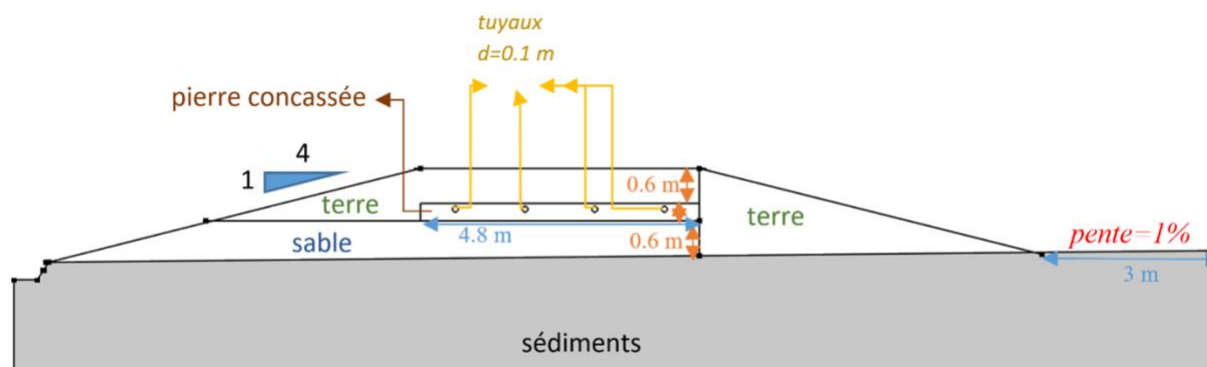
	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4
Traitement primaire	Fosse septique	Fosse septique	Fosse septique	Fosse septique
Traitement par STSA ou FAS	FAS / Hydro kinetic / Bionest / Ecoflo	FAS / Hydro kinetic / Bionest / Ecoflo	Ecoflo	System O))
Champ de polissage	Champ de polissage	Champ de polissage hors sol	Champ de polissage	Champ de polissage
Système de distribution	Gravitaire/SDFP	SDFP	Gravitaire	Gravitaire
Position du champ de polissage par rapport au traitement par STA ou FAS	Juxtaposé	Juxtaposé	Superposé	Superposé
Pente à l'interface sable- sédiments	1% (ou 5%)	1% (ou 5%)	1% (ou 5%)	1% (ou 5%)
Exutoire	Empierrement + fossé	Fossé	Empierrement + fossé	Empierrement + fossé
Distance champ-fossé	3 à 5 mètres	3 à 5 mètres	3 à 5 mètres	3 à 5 mètres
Sens de disposition et géométrie du champ de polissage	À déterminer en fonction des résultats de la phase II de modélisation			

4.6.2 Schémas et présentation des critères de conception

Les modèles proposés au **Tableau 4.10** ci-haut pour la deuxième phase de modélisation, sont présentés à la **Figure 4.13 (a-d)** ci-contre. Il est important de noter que les figures ci-dessous présentent uniquement le modèle-type selon un nombre déterminé de chambres à coucher. Durant les simulations, le nombre de chambres à coucher a été modifié, et ainsi la géométrie, la surface et le nombre de tuyaux de chaque modèle ont été également ajustés.

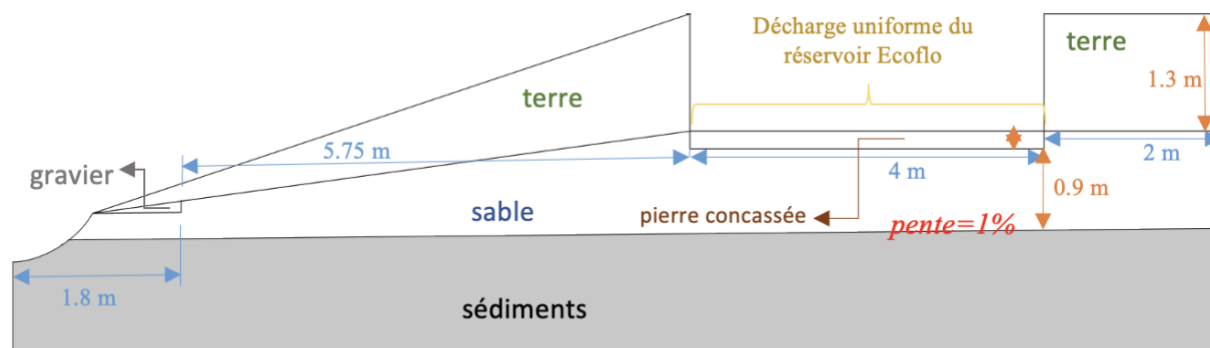


a- Modèle 1: coupe transversale du champ de polissage du système 1B, catégorie 1



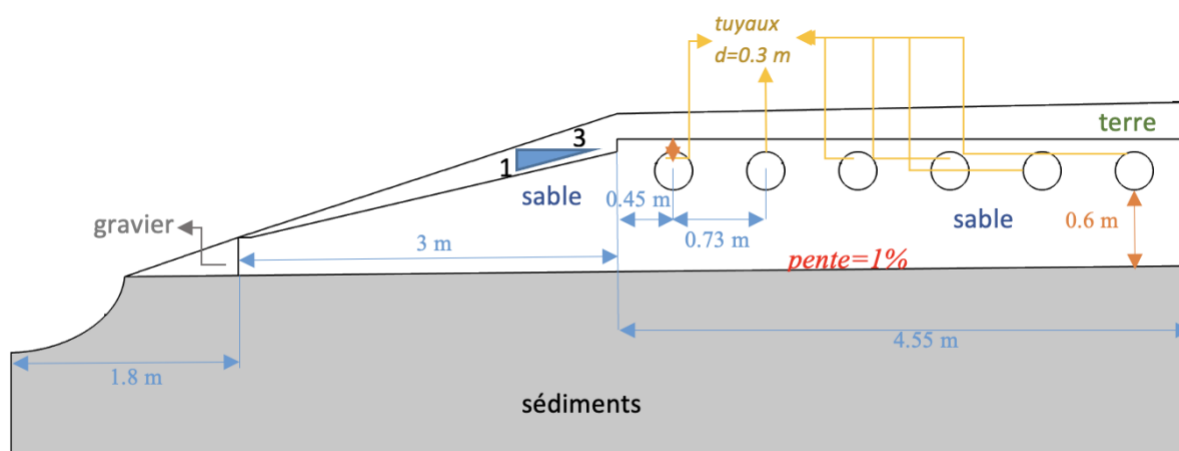
★ épaisseur de pierre concassée = 0.3 m

b- Modèle 2: coupe transversale fictive du champ de polissage (adaptation système 10F), catégorie 2



♦ épaisseur de la pierre concassée = 0.2 m

c- Modèle 3: coupe transversale du système 5B, catégorie 3, (STSA et champ de polissage)



♦ épaisseur de sable au-dessus des tuyaux = 0.2 m

d- Modèle 4: coupe transversale du système 18B, catégorie 3 (STSA et champ de polissage)

Figure 4.13: Modèles proposés pour la phase II de modélisation

Chaque modèle a été simulé pour différentes aires d'infiltration qui sont fonctions du **nombre de chambres à coucher**. Pour les modèles 1 et 2, la surface du lit d'infiltration a été tirée du RETEURI (MELCCFP, 2015). Pour les modèles 3 et 4, les sections disponibles dans les permis ont révélé que les dimensions des zones d'infiltration dans ces systèmes ne suivent pas celles recommandées dans le RETEURI. Par conséquent, la tendance des zones d'infiltration dans le RETEURI a été utilisée et les données disponibles dans les permis municipaux ont été extrapolées pour calculer la

zone d'infiltration pour les systèmes avec différents nombres de chambres à coucher pour la catégorie 3. Dans tous les cas, les conduites ont été conçues de manière à ce que la plupart d'entre elles apparaissent perpendiculaires à la pente puisqu'il s'agit de la configuration reconnue dans les règles de l'art. Les différents systèmes modélisés selon chaque chambre à coucher sont présentés au **Tableau 4.11**. En ce qui concerne **le sens de disposition et la géométrie du champ de polissage**, généralement, les zones d'infiltration ont été considérées comme des rectangles. Des systèmes avec des zones d'infiltration carrées ont été envisagés pour les résidences de 1 et 6 chambres (modèles 2, 9, 11, 18, 20, 26, 28 et 34). Dans les lits d'infiltration rectangulaires, la pente a été considérée perpendiculaire au côté long du rectangle. Deux simulations (simulations 8 et 17) ont été ajoutées dans lesquelles la pente est parallèle au côté long du rectangle.

En ce qui concerne le **taux d'occupation**, celui-ci a été calculé à l'aide des données du nombre de résidents permanents collectées et rapportées dans le rapport des inspections sanitaires. Celui-ci montre que l'occupation moyenne de la région correspond à un débit d'eau estimé de 45 % du débit de conception prescrit par le RETEURI. Ainsi, les simulations 1 à 34 ont été construites en fonction du débit d'eau usée de conception (100% d'occupation), et les simulations 35 à 58 considèrent le taux d'occupation réel (45% du débit de conception).

Afin d'étudier **l'effet de la pente**, 3 simulations ont été ajoutées (simulations 59, 60 et 61). Ces simulations sont du modèle 2 avec 4, 5 et 6 chambres. Toutes leurs propriétés sont les mêmes que celles des simulations 14, 15 et 16 à l'exception de la pente. La pente du dépôt de sédiments dans ces modèles est de 5 %.

Le **Tableau 4.11** montre les 61 simulations. V_{in} est la vitesse d'entrée affectée aux tuyaux qui a été calculée en divisant le débit total de décharge par la longueur de la zone d'infiltration et puis par la longueur de la frontière par laquelle les eaux usées entrent dans le milieu poreux. Cette vitesse peut également être nommée flux de Darcy.

Tableau 4.11: Critères de conception pour la deuxième phase de modélisation

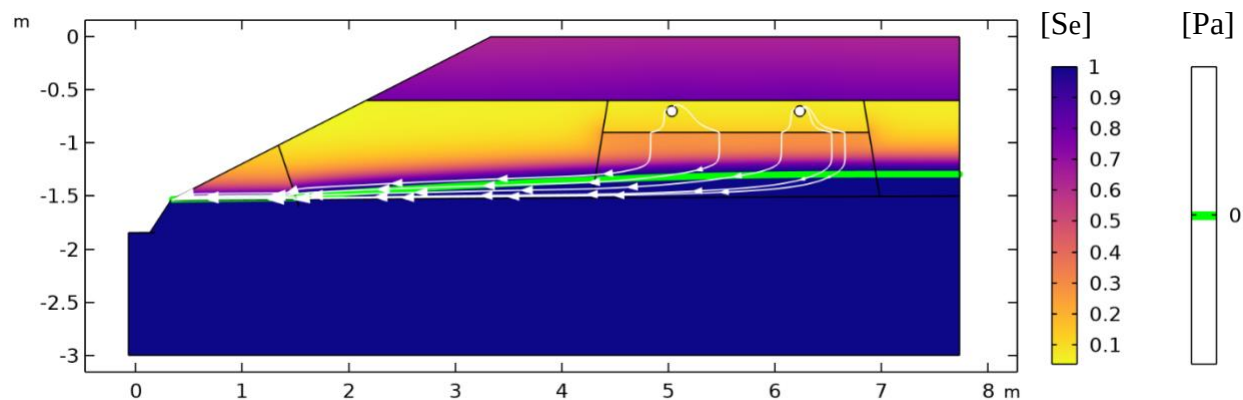
ID	Nom du système	Nombre chambres à coucher	Modèle	Occupation (%)	Pente (%)	Débit utilisé (m ³ /d)	Surface du champ de polissage (m ²)	Largeur* (m)	Longueur (m)	V _{in} (m/s)
1	1B (catégorie 1)	1	1	100%	0,5%	0,54	7	2,4	2,9	6,83*10 ⁻⁶
2		1				0,54	7	2,6	2,7	5,02*10 ⁻⁶
3		2				1,08	11	2,4	4,6	8,70*10 ⁻⁶
4		3				1,62	16	3,7	4,3	6,91*10 ⁻⁶
5		4				2,16	22	3,7	6,0	6,64*10 ⁻⁶
6		5				2,70	27	3,7	7,3	6,83*10 ⁻⁶
7		6				3,24	32	3,7	8,7	6,91*10 ⁻⁶
8		6				3,24	32	8,7	3,7	8,08*10 ⁻⁶
9		6				3,24	32	5,7	5,7	8,45*10 ⁻⁶
10	Basé sur 10F (catégorie 2)	1	2	100%	1%	0,54	7	2,4	2,9	6,83*10 ⁻⁶
11		1				0,54	7	2,7	2,7	5,02*10 ⁻⁶
12		2				1,08	11	2,4	4,6	8,70*10 ⁻⁶
13		3				1,62	16	2,4	6,7	8,97*10 ⁻⁶
14		4				2,16	22	4,8	4,6	8,66*10 ⁻⁶
15		5				2,70	27	4,8	5,6	8,86*10 ⁻⁶
16		6				3,24	32	4,8	6,7	8,97*10 ⁻⁶
17		6				3,24	32	6,7	4,8	8,30*10 ⁻⁶
18		6				3,24	32	5,7	5,7	8,45*10 ⁻⁶

Tableau 4.11: Critères de conception pour la deuxième phase de modélisation (suite)

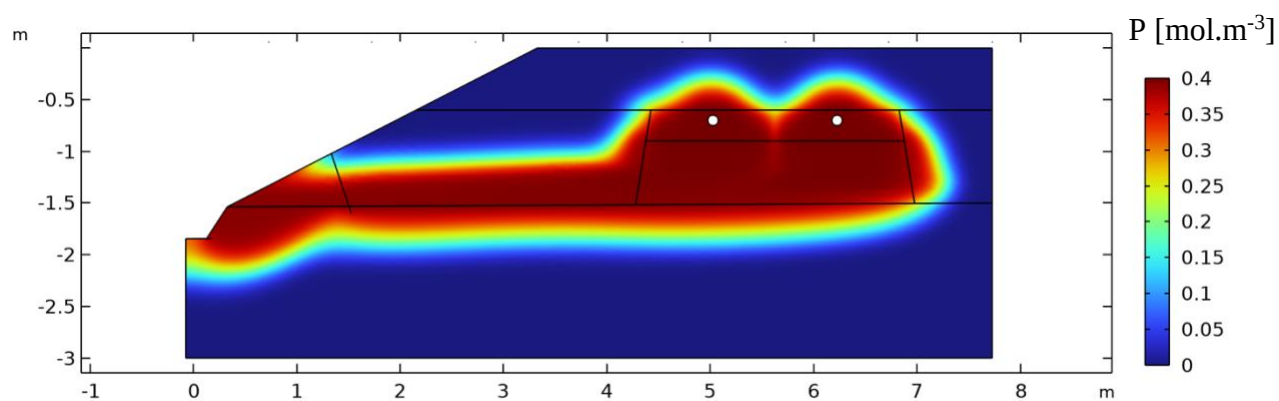
19	5B (Catégorie 3)	1	3	100%	1%	0,54	9	4,0	2,2	$8,39 \cdot 10^{-7}$
20		1				0,54	9	3,0	3,0	$8,99 \cdot 10^{-7}$
21		2				1,08	14	4,0	3,5	$1,07 \cdot 10^{-6}$
22		3				1,62	20	4,0	5,1	$1,10 \cdot 10^{-6}$
23		4				2,16	28	4,0	7,0	$1,07 \cdot 10^{-6}$
24		5				2,70	34	4,0	8,6	$1,09 \cdot 10^{-6}$
25		6				3,24	41	4,0	10,2	$1,10 \cdot 10^{-6}$
26		6				3,24	41	6,5	6,4	$1,03 \cdot 10^{-6}$
27	18B (Catégorie 3)	1	4	100%	1%	0,54	14	3,1	4,5	$4,91 \cdot 10^{-7}$
28		1				0,54	14	3,7	3,7	$4,75 \cdot 10^{-7}$
29		2				1,08	22	4,6	4,8	$6,13 \cdot 10^{-7}$
30		3				1,62	32	4,6	7,0	$6,32 \cdot 10^{-7}$
31		4				2,16	44	4,6	9,7	$6,08 \cdot 10^{-7}$
32		5				2,70	50.5	4,6	11,1	$6,68 \cdot 10^{-7}$
33		6				3,24	57	4,6	12,5	$7,10 \cdot 10^{-7}$
34		6				3,24	57	7,6	7,5	$7,07 \cdot 10^{-7}$
35	1B (catégorie 1)	1	1	45%	1%	0,24	7	2,4	2,9	$3,07 \cdot 10^{-6}$
36		2				0,49	11	2,4	4,6	$3,91 \cdot 10^{-6}$
37		3				0,73	16	3,4	4,3	$3,11 \cdot 10^{-6}$
38		4				0,97	22	3,7	6,0	$2,99 \cdot 10^{-6}$
39		5				1,22	27	3,7	7,3	$3,07 \cdot 10^{-6}$
40		6				1,46	32	3,7	8,6	$3,11 \cdot 10^{-6}$

4.6.3 Résultats

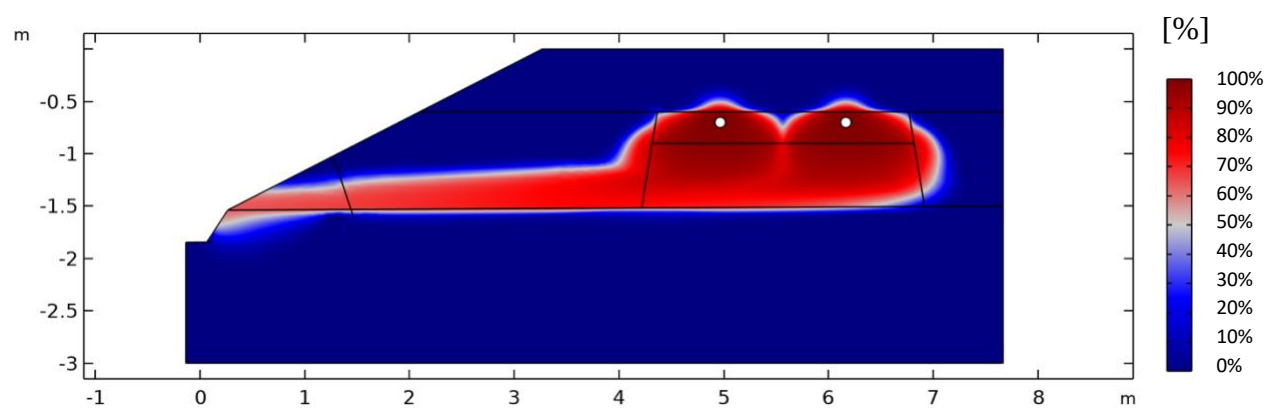
Pour chacune des 61 simulations, la même méthode d'exploitation des résultats menée à la phase I de modélisation a été effectuée dans la phase II. Ainsi, trois paramètres ont été observés dans la coupe transversale après une simulation de 10 ans sur COMSOL: l'épaisseur minimale non-saturée ($>$ ou $<$ 36 cm), la concentration du phosphore, ainsi que la concentration en virus. Un exemple de ces coupes est donné à la **Figure 4.14 (a-c)** ci-dessous, qui représente les résultats de la simulation 1, montrant une épaisseur non-saturée supérieure à 36 cm (39 cm). Un autre exemple illustré à la **Figure 4.15 (a-c)** représente les résultats de la simulation 9 qui présente une faible épaisseur non-saturée (13 cm). Dans les figures (a), la ligne verte représente le niveau de la nappe phréatique après 10 ans, et le gradient de couleur (Se) représente le niveau de saturation effective. Dans les figures (b), le gradient de couleur représente la concentration de phosphore (mol.m^{-3}) dans la coupe après 10 ans de simulation, et le gradient de la figure (c) représente la concentration de virus selon l'échelle arbitraire où 1 est le maximum. Il est important de noter que l'apport de l'eau usée (concentrée en phosphore et en virus) est représenté sous la forme d'une source continue.



a. Contours de saturation effective [-] avec lignes de courant dans la nappe phréatique à 10 ans

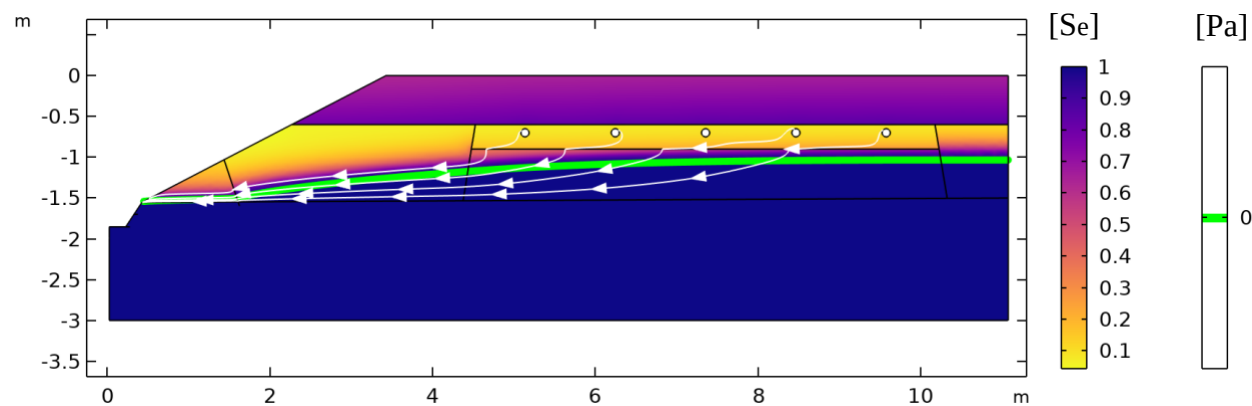


b. Contours de concentration en phosphore [mol.m^{-3}] à 10 ans

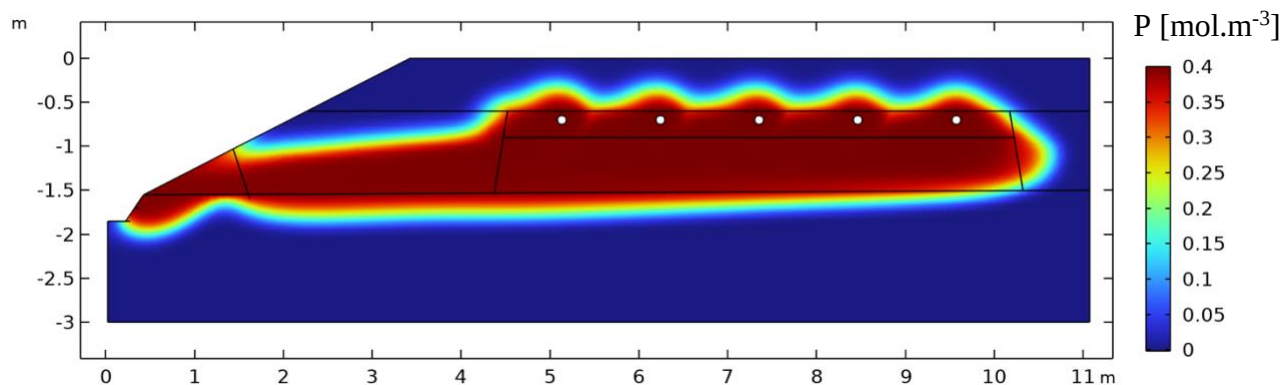


c. Contours de concentration de virus [%] à 10 ans

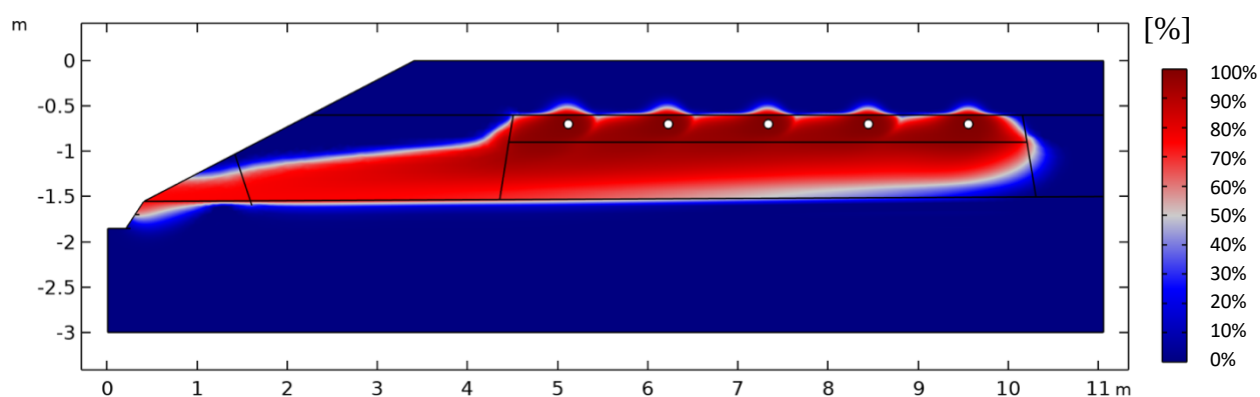
Figure 4.14: Résultats de modélisation de la simulation 1



a. Contours de saturation effective [-] avec lignes de courant dans la nappe phréatique à 10 ans



b. Contours de concentration en phosphore [mol.m^{-3}] à 10 ans



c. Contours de concentration de virus [%] à 10 ans

Figure 4.15: Résultats de modélisation de la simulation 9

Les résultats des 61 simulations ont été résumés dans un tableau récapitulatif, présentant l'épaisseur non-saturée minimale, l'année au cours de laquelle le panache de phosphore atteint le fossé et l'efficacité d'élimination des virus (**Tableau 4.12**).

Dans tous les cas, après les 100 premiers jours, le niveau de la nappe atteint un état d'équilibre. La seule exception est la coupe du modèle 2 (tertre hors sol et fossé). Dans ce cas, après les 100 premiers jours, l'écoulement devient relativement stable dans la couche de sable. Cependant, le degré de saturation augmente encore du côté droit de la section transversale jusqu'à ce qu'il atteigne un état stable à la fin de la première année dans les simulations 10 à 18 (simulations avec débit de conception) et à la fin de la deuxième année dans les simulations 41 à 46 (simulations avec débit réel). Dans tous les cas, la concentration de virus atteint le fossé au cours des 100 premiers jours

et après cela, la forme du panache de virus dans la section transversale subit des changements mineurs.

Selon le **Tableau 4.12**, l'**épaisseur non-saturée minimale** est moindre dans les systèmes avec un plus grand nombre de chambres. Similairement à la phase I de modélisation, la profondeur minimale est comparée aux 36 cm du système conforme. Les systèmes avec une profondeur non-saturée inférieure mais comparable sont surlignés en rose clair au Tableau 4.12 et les systèmes avec une profondeur non-saturée très faible sont surlignés en rose foncé. En ce qui concerne l'effet de la **géométrie du champ de polissage**, la profondeur minimale non-saturée des systèmes avec 1 chambre et un lit d'infiltration carré (simulations 2, 11, 20 et 28) est proche de celle des systèmes avec le même nombre de chambres et un lit d'infiltration rectangulaire (simulations 1, 10, 19 et 27). Alors que dans les modèles 1, 3 et 4, l'épaisseur non saturée minimale des systèmes avec 6 chambres et un lit d'infiltration carré (simulations 9, 26 et 34) est nettement inférieure à celle des systèmes avec le même nombre de chambres et un lit d'infiltration rectangulaire (simulations 7, 25 et 33). Donc, pour de faibles débits et de faibles surfaces, l'effet de la géométrie carrée ou rectangulaire n'est pas très important sur l'épaisseur de sol non-saturé, mais quand les surfaces deviennent plus importantes, la performance hydraulique du système est bien meilleure pour les configurations rectangulaires, et non désirables pour celles en carré.

En ce qui concerne la **disposition du système selon la pente du terrain**, pour les systèmes du modèle 2 avec une pente de 1%, les simulations de 4, 5 et 6 chambres (simulations 14, 15, 16, 17 et 18) ont des épaisseurs non-saturées très faibles. Dans les systèmes avec la pente parallèle au champ de polissage rectangulaire (simulations 8 et 17), l'épaisseur non-saturée minimale est inférieure à celle du système avec pente perpendiculaire au champ de polissage rectangulaire (simulations 7 et 16). Ceci indique que, pour une configuration rectangulaire du champ de polissage, il est préférable de positionner celui-ci perpendiculairement à la pente qui est dans le sens de l'écoulement. Un schéma représentatif est présenté à la **Figure 4.16**.

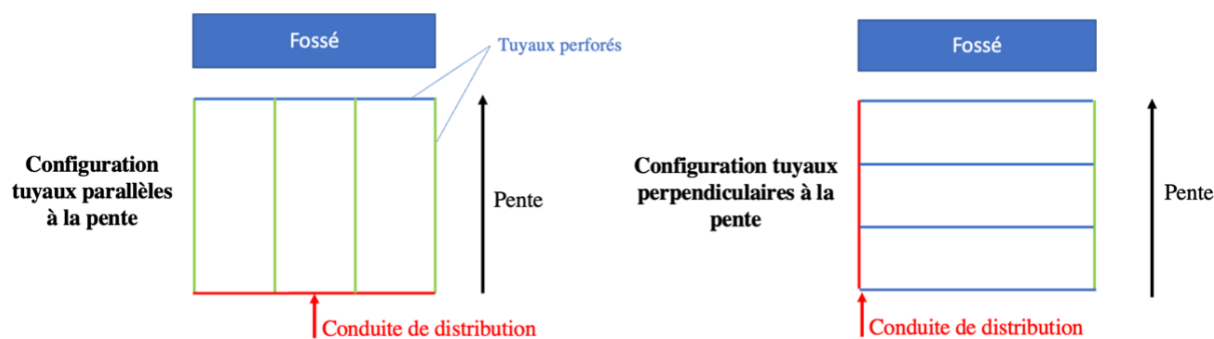


Figure 4.16: Configuration rectangulaire du champ de polissage selon la pente

Les performances des deux systèmes de la catégorie 3 (modèles 3 et 4) sont généralement acceptables. Le seul système de cette catégorie qui a une très faible épaisseur non-saturée est le modèle 4 avec 6 chambres et un lit d'infiltration carré (simulation 34). Les systèmes dont le débit est basé sur l'occupation réelle fonctionnent généralement bien en termes de profondeur non-saturée minimale. Les systèmes de 4, 5 et 6 chambres avec champ de polissage hors sol (simulations 44, 45 et 46) ont des épaisseurs minimales non-saturées inférieures au modèle conforme, mais ces valeurs sont toujours relativement proches l'une de l'autre.

Dans les simulations 59, 60 et 61 qui appartiennent au modèle 2, l'épaisseur non-saturée est beaucoup plus grande que les simulations similaires 14, 15 et 16. La seule différence entre ces deux ensembles de simulations est la **pente**. Par conséquent, il est conclu que la pente a une grande influence sur l'épaisseur minimale non saturée.

Dans presque toutes les simulations avec les débits de conception, le **panache de phosphore** atteint le fossé au cours de la première année de simulation. Seulement dans quelques simulations des modèles 3 et 4 avec 1 chambre (simulations 19, 20 et 27), le panache atteint le fossé après la première année. Dans presque tous les systèmes dont les débits sont basés sur l'occupation réelle, le panache de phosphore atteint le fossé au cours de la deuxième année de simulation. Ce n'est que dans quelques simulations avec 1 chambre (simulations 41, 47 et 53) que le panache atteint le fossé la troisième année. Ces résultats concordent avec les résultats de mesures de phosphore effectuées durant les inspections sanitaires où une augmentation de la concentration en phosphore est observée au niveau de la sortie de l'ouvrage.

Le pourcentage **d'abattement de virus** dans tous les systèmes révèle moins d'un log d'enlèvement (minimum 24% et maximum 76% d'enlèvement). Toutes les simulations sont donc considérées similaires en termes d'enlèvement des virus.

Limitations

Il est important de noter que les simulations effectuées présentent certaines limitations qui sont présentées ci-dessous, ainsi que leur impact relativement à l'objectif global de l'étude.

- Les simulations ne représentent pas des résultats absolus vu que l'interprétation s'est faite selon une approche comparative. Ceci veut dire que les valeurs d'enlèvement de P et de virus, l'épaisseur de sol non-saturé, et le temps de migration du P et de virus pourraient être différents en réalité. Impact : peu important.

Pour évaluer le reste des impacts, des recherches et des expériences plus poussées sont requises. Les impacts sont alors évalués

- L'étude des géométries des sections est biaisée vu que la modélisation se déroule en 2D et non 3D. Plus la configuration est carrée, plus le biais est grand. Impact à priori : peu important.
- Le débit de conception est considéré uniforme et le système de distribution est toujours du type « faible pression » dans les modélisations. Donc les résultats ne prennent pas en compte les périodes de pointes du débit (utilisation, pluie ou fonte des neiges), et la distribution de l'eau sur le champ de polissage n'est pas connue. Impact à priori : important.
- L'effet de colmatage n'est pas pris en considération. Impact à priori : très important.
- Les effets du gel et dégel au niveau du fossé ne sont pas pris en considération. Cela affecterait le comportement du rejet de l'eau à l'exutoire durant les différentes périodes, et donc potentiellement le niveau d'enneigement. Impact à priori : important.

12. Les types de sol de chaque couche sont considérés homogènes et isotropes, alors que certains sols ont des conductivité hydrauliques horizontales différentes des verticales, surtout les argiles. Le cas considéré est le plus contraignant où on considère que les argiles sont complètement imperméables, alors que celles-ci pourraient avoir une certaine conductivité hydraulique horizontale (GRES-UQAT, 2017) qui pourrait diminuer les risques d'enneigement et améliorer l'évacuation. Impact à priori : peu important.

Tableau 4.12: Résultats de l'épaisseur minimale non-saturée, année d'arrivée du phosphore au fossé et abattement de virus

ID	Nom du système	Nombre de chambres à coucher	Modèle	Occupation (%)	Pente (%)	Largeur* (m)	Longueur (m)	Épaisseur minimale non-saturée (m)	Année d'arrivée de P	Abattement de virus (%)
1	1B (catégorie 1)	1	1	100%	0,5%	2,4	2,9	0,39	1	32
2		1				2,6	2,7	0,38	1	30
3		2				2,4	4,6	0,36	1	25
4		3				3,7	4,3	0,25	1	24
5		4				3,7	6,0	0,26	1	25
6		5				3,7	7,3	0,25	1	25
7		6				3,7	8,7	0,25	1	24
8		6				8,7	3,7	0,08	1	25
9		6				5,7	5,7	0,13	1	25
10	Basé sur 10F (catégorie 2)	1	2	100%	1%	2,4	2,9	0,35	1	54
11		1				2,7	2,7	0,33	1	52
12		2				2,4	4,6	0,30	1	48
13		3				2,4	6,7	0,29	1	47
14		4				4,8	4,6	0,12	1	36
15		5				4,8	5,6	0,11	1	35
16		6				4,8	6,7	0,11	1	35
17		6				6,7	4,8	0,03	1	31
18		6				5,7	5,7	0,08	1	37

Tableau 4.12: Résultats de l'épaisseur minimale non-saturée, année d'arrivée du phosphore au fossé et abattement de virus (suite)

19	5B (Catégorie 3)	1	3	100%	1%	4,0	2,2	0,60	2	54
20		1				3,0	3,0	0,64	2	57
21		2				4,0	3,5	0,53	1	48
22		3				4,0	5,1	0,52	1	47
23		4				4,0	7,0	0,53	1	48
24		5				4,0	8,6	0,52	1	47
25		6				4,0	10,2	0,53	1	49
26		6				6,5	6,4	0,28	1	44
27	18B (Catégorie 3)	1	4	100%	1%	3,1	4,5	0,48	2	42
28		1				3,7	3,7	0,45	1	40
29		2				4,6	4,8	0,37	1	31
30		3				4,6	7,0	0,36	1	31
31		4				4,6	9,7	0,37	1	32
32		5				4,6	11,1	0,34	1	31
33		6				4,6	12,5	0,33	1	30
34		6				7,6	7,5	0,15	1	31
35	1B (catégorie 1)	1	1	45%	1%	2,4	2,9	0,49	2	54
36		2				2,4	4,6	0,47	2	46
37		3				3,4	4,3	0,39	2	40
38		4				3,7	6,0	0,40	2	41
39		5				3,7	7,3	0,40	2	41
40		6				3,7	8,6	0,39	2	40

CHAPITRE 5 Résultats du Volet II

Dans ce chapitre, les données, résultats et interprétations des essais en lot d'adsorption de P sont présentés. Tel qu'indiqué à la section méthodologie, une solution initiale de KH_2PO_4 a été préparée pour une concentration de 100 mg P/L, puis diluée pour obtenir les concentrations de 2, 5, 10, 15 et 20 mg P/L. Les concentrations cibles et mesurées des solutions-filles sont présentées au **Tableau 5.1** ainsi que le pourcentage d'erreur entre les concentrations mesurées au spectrophotomètre à t_0 et les concentrations cibles. Cette petite différence pourrait être due aux imprécisions durant la dilution ou durant la mesure, et elle est considérée négligeable, donc acceptable. Le pH ainsi que la température des échantillons t_0 sont également reportés dans le **Tableau 5.1**.

Tableau 5.1 pH, températures et concentrations initiales des solutions de KH_2PO_4

Solutions-filles initiales	pH	Température °C	Concentrations cibles mg P/L	Concentrations mesurées t_0 mg P/L	% Erreur
S1	5,40	22,1	20,00	19,89	0,53%
S2	5,34	22,0	15,00	15,17	-1,10%
S3	5,47	21,4	10,00	10,05	-0,45%
S4	5,64	21,6	5,00	5,06	-1,10%
S5	5,77	21,5	2,00	2,00	0,20%

Le pH, la température et les concentrations des échantillons après 20h sont reportés au **Tableau 5.2** pour les blancs, le sol SG et le sol SL. La masse de sable ajoutée dans les échantillons est également reportée, ainsi que la quantité de P adsorbée qui est calculée selon l'équation 5.1 où le volume de l'échantillon est 40 mL pour tous les échantillons. Il n'y a pas eu de blanc à 15 mg P/L. Le pH et la température n'ont pas été calculés pour tous les échantillons après l'agitation de 20h, car les quantités de certains échantillons étaient limitées et nécessaires pour pouvoir faire la dilution et calculer les concentrations.

$$Q_{P \text{ adsorbé}} \left(\frac{\text{mg P}}{\text{kg sable}} \right) = \frac{(C_{t0} - C_{t20}) \left(\frac{\text{mg P}}{\text{L}} \right) * V_{\text{échantillon}} (\text{L})}{M_{\text{sable}} (\text{kg})} \quad (5.1)$$

Le pH dans les solutions initiales et dans les blancs à t_{20h} est du même ordre de grandeur et varie de 5,3 à 5,8. Le pH mesuré dans les deux échantillons contenant le sable SG à t_{20h} est supérieur et

passé à 6,82 et 7,05 alors que le pH mesuré dans les deux échantillons contenant le sable SL à t_{20h} diminue et passe aux alentours de 4,8 – 5,0. Dans la littérature, la revue de Cucarella et Renman (2009) indique que la relation entre la sorption de P et le pH montre une tendance à une sorption plus élevée avec des valeurs de pH croissantes (8 à 10). Alors que les faibles valeurs de pH – qui étaient de l'ordre de 4 à 7 dans cette étude - indiquent une faible sorption de P. Des valeurs plus élevées n'impliquent pas nécessairement une forte absorption de phosphore. La quantité de P adsorbée est plus élevée pour les échantillons avec le sable SG que ceux avec le sable SL.

Tableau 5.2 pH, température et concentrations à t_{20h} des échantillons

Échantillon	pH	Température °C	Concentration mesurée à t ₂₀ mg P/L	Masse sable (g)	Quantité P Adsorbée mg P/Kg sable
B1	5,37	22,2	19,89	N/A	
B2	5,34	21,0	15,00		
B3	<i>n.d.*</i>	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>		
B4	5,61	21,0	5,09		
B5	5,81	10,9	2,05		
Résultats sable SG					
SG1	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	17,53	2,028	46,6
SG2	6,82	22,5	12,64	2,077	48,7
SG3	7,05	21,7	8,48	2,029	30,9
SG4	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	3,88	2,083	22,5
SG5	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	1,59	2,004	8,10
Résultats sable SL					
SL1	4,85	21,5	19,08	2,042	15,97
SL2	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	14,51	2,013	12,96
SL3	4,97	21,3	9,46	2,048	11,47
SL4	4,97	21,6	4,53	2,058	10,14
SL5	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	1,60	2,024	7,74
* non déterminé (<i>n.d.</i>)					

Les résultats du tableau 5.2 ont été exploités à l'aide des isothermes d'adsorption de Freundlich et de Langmuir qui ont été utilisés dans toutes les études revues dans ce mémoire. Chaque étude avait une certaine forme linéaire des équations et toutes aboutissaient principalement aux mêmes résultats. Sakadevan et Bavor (1998) ont présenté les équations de Freundlich (5.2) et de Langmuir (5.3) tel que :

Équation de Freundlich

$$\ln X = \ln K + \frac{1}{n} \ln C \quad (5.2)$$

Où X représente le P adsorbé par masse unitaire de sol (mg/Kg), C représente la concentration des échantillons en P à l'équilibre (t_{20h}) et K et n sont des constantes où la constante K peut être considérée comme un indice potentiel du P adsorbé à partir d'une solution ayant une concentration unitaire de P à l'équilibre, et peut donc être prise pour fournir une mesure de la capacité d'adsorption relative de P du média. La **Figure 5.1** présente les isothermes de sorption de Freundlich, et le **Tableau 5.3** représente les coefficients tirés de l'équation linéaire.

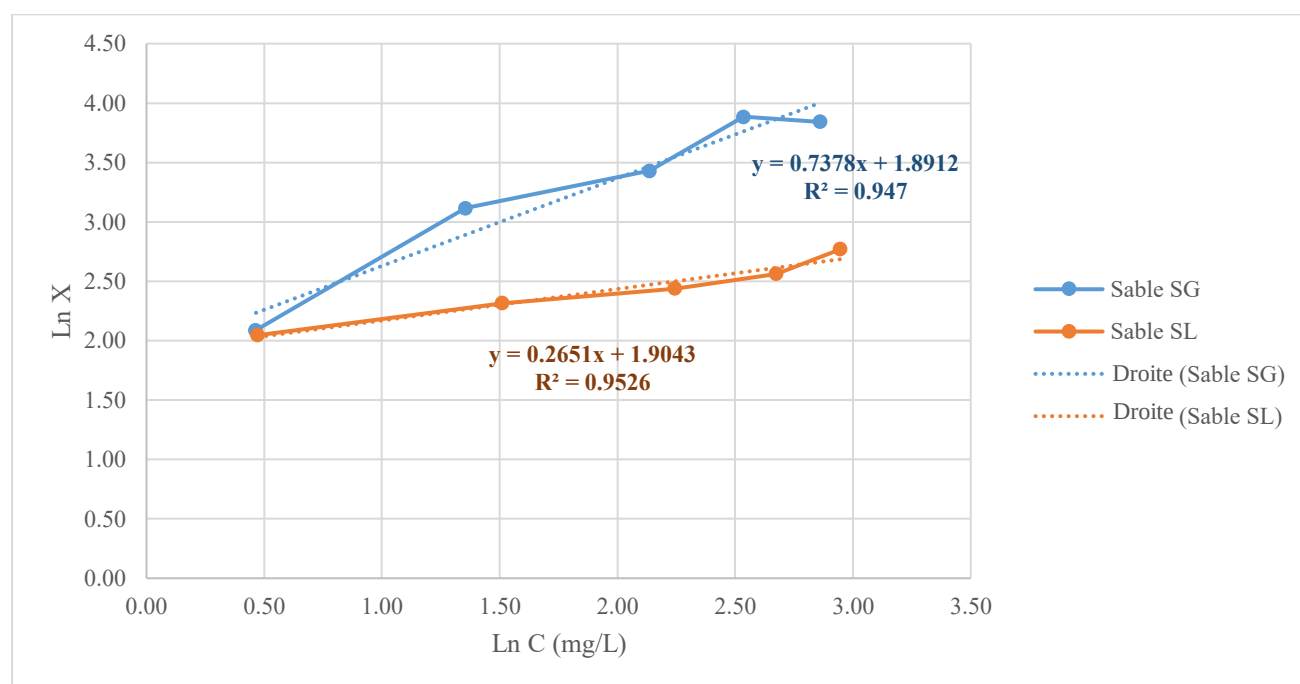


Figure 5.1 Isothermes d'adsorption de Freundlich des sables SG et SL

Tableau 5.3 Coefficients de Freundlich des isothermes d'adsorption des sables SG et SL

Paramètre	Unité	Sable SG	Sable SL
R ²	N/A	0,947	0,953
1/n	N/A	0,737	0,265
n	N/A	1,357	3,772
Ln K	N/A	1,891	1,904
K	N/A	6,627	6,715

Équation de Langmuir

$$\frac{C}{X} = \frac{1}{K_1 K_2} + \frac{C}{K_1} \quad (5.3)$$

Où K₁ et K₂ sont des constantes. K₁ désigne la capacité d'adsorption maximale de Langmuir et K₂ est reliée à l'énergie de liaison. Selon Patterson (2001), le but de la détermination de la sorption de P est de prédire la capacité du sol à se lier (par le biais de l'énergie de liaison) et de réduire le potentiel de la désorption de P inorganique appliqué par les effluents du sol et pénétrant en surface ou eaux souterraines. La **Figure 5.2** présente les isothermes de sorption de Freundlich, et le **Tableau 5.4** représente les coefficients tirés de l'équation linéaire.

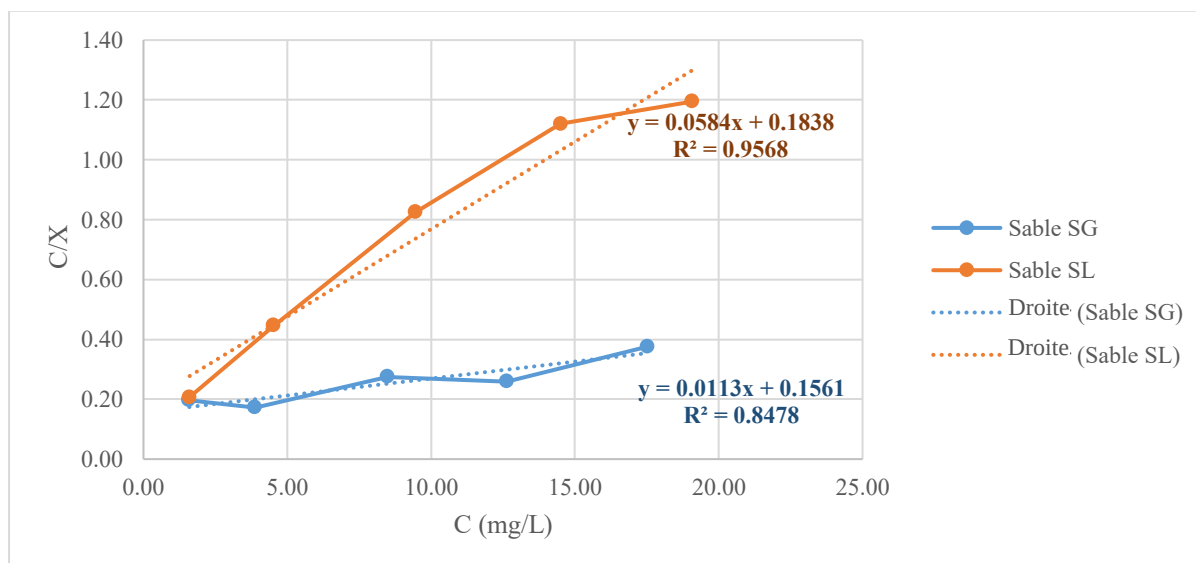


Figure 5.2 Isothermes d'adsorption de Langmuir des sables SG et SL

Tableau 5.4 Coefficients de Langmuir des isothermes d'adsorption des sables SG et SL

Paramètre	Unité	Sable SG	Sable SL
R ²	N/A	0,848	0,957
1/K ₁	N/A	0,011	0,058
Capacité d'adsorption maximale K ₁	mg P /Kg	88,42	17,12
1/(K ₁ x K ₂)	N/A	0,156	0,184
Énergie de liaison K ₂	L/(mg P)	0,072	0,318

La durée de vie du champ de polissage CP peut être déduite à l'aide de la capacité d'adsorption maximale (K₁), le taux de charge hydraulique ou le débit, la surface du CP, l'épaisseur du CP (Sakadevan & Bavor, 1998), la concentration de P à l'affluent du CP ainsi que la masse volumique du sable (Xu et al., 2006). L'équation est alors tel que :

$$Durée\ de\ vie\ (d) = \frac{K_1 \left(\frac{mg}{kg} \right) * Surface\ (m^2) * Profondeur\ (m) * M_v \left(\frac{g}{cm^3} \right)}{TCH \left(\frac{L}{d} \right) * C_{P\ affluent} \left(\frac{mg}{L} \right)} \quad (5.4)$$

Les calculs de durée de vie ont été effectués pour différents débits en fonction du nombre de chambres à coucher (CC), tel que spécifié dans le guide du MELCCFP (MELCCFP, 2015) en considérant :

- Une profondeur de CP de 0,6 m;
- Des débits allant de 1080 à 3240 L/d selon le nombre de CC du guide;
- Des surfaces telles que spécifiées par le guide pour des CP en lit d'infiltrations et pour un sable très perméable;
- Différentes valeurs de M_v allant de 1,9 à 2,4 g/cm³ qui sont les valeurs typiques pour ce type de sable (Holtz & Kovacs, 1981);
- Une concentration de P à l'affluent de 3,8 mg/L qui correspond à la concentration moyenne en P à la sortie d'un FAS (Ximena et al., 2022).

Les résultats ont été exploités pour les sables SG et SL et sont présentés au tableau qui représente la durée de vie moyenne selon le nombre de CC pour différentes valeurs de masses volumiques vu que celle-ci est le seul paramètre non déterminé dans cette étude. Il est important de noter que les

durées de vie pour différentes CC est le même, car le débit varie proportionnellement aux dimensions.

Tableau 5.5 Durées de vie du champ de polissage pour les sables SG et SL

	Durée de vie du CP (année) avec dimensions pour sol très perméable*		Durée de vie du CP (année) avec dimensions pour sol perméable**	
M_v (g/cm ³)	SG	SL	SG	SL
1,9	0.73	0.12	1.46	0.24
2,0	0.77	0.15	1.53	0.30
2,1	0.81	0.16	1.61	0.31
2,2	0.84	0.16	1.69	0.33
2,3	0.88	0.17	1.76	0.34
2,4	0.92	0.18	1.84	0.36
* Les dimensions sont de 11, 16, 22, 27, 32 m ² respectivement pour des CC de 2 à 6				
** Les dimensions sont de 22, 32, 44, 54, 64 m ² respectivement pour des CC de 2 à 6				

Interprétations

Pour le sable SG, la valeur de R^2 était plus élevée pour l'isotherme de Freundlich ($R^2 = 0,947$) plutôt que celle de Langmuir ($R^2 = 0,848$). En effet, l'isotherme de Langmuir est proposée pour une adsorption homogène et suppose une surface adsorbante uniforme avec des sites de sorption énergétiquement identiques (Cucarella & Renman, 2009). Donc l'isotherme de Langmuir décrit avec précision l'adsorption de P sorption par les sables s'il n'y a pas des réactions de précipitations (Del Bubba et al., 2003), alors que l'isotherme de Freundlich décrit mieux la sorption de P avec précision, mais ne donne pas d'indication quant à la CAM (Cucarella & Renman, 2009). Ainsi, le R^2 de 0,848 observé pour le sable SG pourrait indiquer que des réactions de précipitations ont eu lieu. Le sable SL de son côté a démontré des R^2 également élevés ($R^2 = 0,953$ et $R^2 = 0,957$ pour les isothermes de Freundlich et Langmuir respectivement).

Les résultats montrent clairement que le sable SG a une meilleure adsorption de P que le sable SL. Ceci pourrait être dû au fait que le sable SG a une granulométrie plus étalée (**Figure 3.4** et **Figure 3.5**) qui présente plus de particules fines, donc il y a une plus grande surface d'adsorption. Vu que la composition minéralogique n'a pas été établie, il serait difficile de déterminer la cause exacte des différences de performances, mais le R^2 faible observé pour le sable SG pour Langmuir pourrait indiquer que le sable SG a une composition minéralogique plus variée que SL, ce qui expliquerait la meilleure performance.

Les résultats des sables SG et SL sont comparables aux résultats de certains sables de Floride évalués dans la revue de Kadlec et Wallace (2008) qui présentaient des CAM de 28, 32 et 98 mg P/Kg et présentaient des durées de vie de 0,4, 0,7 et 1,8 ans et aux résultats de Del Bubba et al. (2003) sur 13 sables danois où les CAM variaient de 14 à 266 mg P/Kg. Les résultats d'énergie de liaison sont également comparables à ceux obtenus pour les sables Danois du même ordre de grandeur. L'effet de l'augmentation de la surface du CP (donc la surface d'adsorption) a théoriquement un effet positif sur la durée de vie du CP tel que démontré au **Tableau 5.5**. Cependant, ceci pourrait s'avérer incorrect lors de l'application réelle où l'eau usée risque de ne pas s'infiltrer intégralement sur toute la surface du CP, et alors il y aurait des espaces perdus. Ceci peut être mieux évalué à l'aide de simulations en 3D.

Comme indiqué à la **section 2.5.2** de la revue de littérature, les résultats des essais en lots sont très variables en raison de la variabilité de l'application de ces tests. Cependant, les résultats obtenus dans ce mémoire sont comparables aux résultats trouvés dans la littérature pour des essais effectués dans des conditions similaires sur des sables avec des compositions similaires, comme mentionné ci-haut. Ainsi, en classant les résultats des sables SG et SL dans le **Tableau 2.7** monté par Cucarella et Renman (2009), ces sables tombent dans la catégorie de capacité d'adsorption « faible », qui correspond aux sables naturels en général. Donc, ce ne sont pas des résultats surprenants, mais plutôt conformes à la littérature.

Il est important de noter que les valeurs de durées de vie du système non saturé en phosphore sont bien inférieures à la durée de vie attendue d'un ouvrage d'infiltration d'eaux usées.

CHAPITRE 6 Conclusion et Recommandations

Les recommandations proposées ci-dessous sont basées sur les résultats et conclusions de toutes les sections déjà discutées, et surtout les résultats des inspections sanitaires et des modélisations.

6.1 Conclusions volet I

6.1.1 Recommandation 1 : Besoin d'un nouveau système de traitement

Tel que démontré dans les sections « caractérisation du sol » et « cartographie » et comme rapporté dans la littérature (Cloutier et al., 2015a), le dépôt de sol en Abitibi-Témiscamingue est majoritairement argileux, et l'infiltration dans l'argile est difficile à cause de sa faible perméabilité. En vue de cela, il est impératif de proposer un système de traitement alternatif qui ne serait pas basé sur l'infiltration dans l'argile. Suite à toutes les conclusions et études susmentionnées dans ce mémoire, le modèle proposé est formé d'une fosse septique en traitement primaire; d'un système de traitement par STSA ou FAS et d'un champ de polissage en configuration juxtaposée ou superposée avec un sable d'emprunt. Les variations de ce modèle sont présentées au **Tableau 6.1**.

Tableau 6.1: Récapitulatif des modèles finaux recommandés

	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4
Traitement primaire	Fosse septique	Fosse septique	Fosse septique	Fosse septique
Traitement par STSA ou FAS	FAS / Hydro kinetic / Bionest / Ecoflo	FAS / Hydro kinetic / Bionest / Ecoflo	Ecoflo	System O))
Champ de polissage	Champ de polissage	Champ de polissage hors sol	Champ de polissage	Champ de polissage
Système de distribution	Gravitaire/SDFP	SDFP	Gravitaire	Gravitaire
Position du CP par rapport au traitement par STSA ou FAS	Juxtaposé	Juxtaposé	Superposé	Superposé
Pente de l'interface sable-sédiments	5% préférable	5% minimum	1% (ou 5%)	1% (ou 5%)
Exutoire	Empierrement + fossé	Empierrement + fossé	Empierrement + fossé	Empierrement + fossé
Distance champ-fossé	3 à 5 mètres	3 à 5 mètres	3 à 5 mètres	3 à 5 mètres
Sens de disposition et géométrie du champ de polissage	Avoir une configuration rectangulaire tel que les tuyaux d'infiltration soient perpendiculaires à la pente de l'écoulement			

6.1.2 Recommandation 2 : Utilisation de sable d'emprunt

Le sable d'emprunt à utiliser dans le champ de polissage pourrait être similaire au sable filtrant régulé au RETEURI pour le filtre à sable classique. Avec celui-ci, il est possible d'atteindre les normes d'enlèvement de MES et DBO₅ tout en limitant les risques de colmatage par des particules fines. Il serait donc également adéquat pour une infiltration par champ de polissage.

6.1.3 Recommandation 3 : Présence d'un fossé

L'idée d'un fossé d'évacuation est basée sur l'hypothèse de continuité latérale des sols qui est implicite dans les systèmes conformes, mais qui n'est pas applicable au système alternatif proposé. Il a été établi durant la première phase de modélisation que les systèmes avec champ de polissage sans issue de rejet sont complètement inondés au bout d'une vingtaine de jours. Ainsi, la présence d'un fossé d'évacuation est nécessaire au bon fonctionnement de l'ouvrage et il est recommandé d'imposer la présence d'un fossé.

Les critères de conception de celui-ci sont tel que :

- 1- L'acheminement de l'effluent vers le fossé se fera au travers d'un perré avec empierrement à l'extrémité.
- 2- Le niveau supérieur du fossé devrait être minimalement au même niveau de la limite inférieur de la couche de sable d'emprunt du champ de polissage.
- 3- La distance entre l'extrémité avale du champ de polissage et le centre du fossé doit être de 3 à 5 mètres ou bien suivant un ratio de pente (3 :1) ou (4 :1).

6.1.4 Recommandation 4 : Pente du terrain

La pente du terrain a été évaluée dans la première et deuxième phase de modélisation selon la profondeur de sol non saturé du champ de polissage. Selon la deuxième phase de modélisation, les résultats démontrent que les modèles 3 et 4 sont performants avec une pente de (1%), le modèle 1 est moyennement performant avec une pente de 1%, alors que le modèle 2 ne l'est pas. Ce dernier est bien plus performant avec une pente de 5%. D'ailleurs, tous les systèmes seraient bien plus performants avec une pente de 5%. Ainsi, il serait recommandé d'utiliser une pente de 5% pour tous les modèles pour une meilleure performance hydraulique et un moindre risque d'engorgement, et il doit être imposé d'utiliser une pente de 5% pour le modèle 2 avec 4, 5 ou 6 chambres à coucher,

mais au cas où la topographie du terrain ne le permet pas, une pente minimale de 1% serait acceptable pour les modèles 1, 3 et 4.

6.1.5 Recommandation 5 : Géométrie et sens du champ de polissage

Selon les résultats de la deuxième phase de modélisation, en ce qui concerne la géométrie, il a été démontré que pour de faibles débits et de faibles surfaces (1 chambre à coucher), l'effet de la géométrie carrée ou rectangulaire n'est pas très important en termes de risque d'ennuiement, mais que pour des surfaces plus importantes (4, 5 ou 6 chambres à coucher), la performance hydraulique du système est bien meilleure pour les configurations rectangulaires, et non désirables pour celles en carré. Ainsi, il serait sécuritaire de recommander une configuration rectangulaire dans tous les cas. En ce qui concerne le sens du champ de polissage, il a été démontré qu'il est préférable de positionner celui-ci perpendiculairement à la pente du terrain du système.

6.1.6 Recommandation 6 : Système de distribution

Le système de distribution peut être gravitaire ou à faible pression dans le cas des modèles 1, 3 et 4, et doit être obligatoirement à faible pression dans le cas du modèle 2.

6.1.7 Recommandation 7 : Risque de gonflement

Selon les résultats de la section caractérisation du sol, il n'y a pas risque de gonflement à l'interface sable/sédiments glaciolacustres pour les champs de polissage à plus de 60 cm dans le sol, ce qui est la profondeur minimale à respecter dans la conception d'un champ de polissage. De plus, même s'il y avait des risques de gonflement, ils ne sont pas considérés comme problématiques à l'interface sable-sédiments puisque l'eau ne s'infiltre pas dans l'argile.

Cependant, une étude plus détaillée devra être menée pour comprendre le comportement de l'argile à l'interface entre les sédiments argileux et le perré, afin d'évaluer les risques de suffusion et de colmatage à long terme au niveau du perré, notamment en lien avec le gonflement et les cycles de gel/dégel. Il serait intéressant de mener ses essais avec de l'eau similaire à l'effluent du champ de polissage plutôt que de l'eau de robinet.

6.1.8 Recommandation 8 : Mode d'évacuation de l'effluent et exigences sur le phosphore

Le mode d'évacuation de l'effluent des systèmes recommandés par perré n'existe pas dans la réglementation actuelle. Seuls les modes par infiltration dans le sol ou par point de rejet sont présents. Or, les systèmes proposés représentent un cas intermédiaire entre les deux modes d'évacuation existants. Dans une future monture du RETEURI, il serait utile de définir un nouveau mode de gestion de l'effluent qui reflète ces nouveaux systèmes, possiblement en utilisant un terme tel que « résurgence dirigée ».

Ce nouveau mode d'évacuation de l'effluent amène des interrogations sur les exigences à respecter en termes de concentration en phosphore à l'effluent. Est-ce que cet effluent devrait être considéré comme un effluent infiltré (donc sans exigence de traitement du phosphore) ou comme un effluent avec point de rejet (donc avec exigence de traitement de phosphore)? Les résultats de la campagne d'inspections sanitaires et des travaux de modélisation ont démontré que les systèmes alternatifs proposés sont une source probable de contamination en phosphore. Toutefois, les systèmes alternatifs proposés ne représentent pas un risque de contamination en phosphore supérieur à un système conventionnel basé sur l'infiltration en particulier si ce système est situé à proximité d'un fossé, en considérant des sols avec la même capacité d'adsorption du phosphore. Tout de même, il est important de noter que la capacité d'adsorption du sol peut varier selon le type de celui-ci, et donc ce propos n'est pas valable dans l'absolu. En conséquence, il est recommandé d'accepter l'installation de ces systèmes alternatifs sans exiger de traitement du phosphore, mais nous recommandons fortement de considérer un mode de gestion du phosphore par bassin versant, afin d'en arriver à des critères de conception au niveau municipal ou régional et pas au niveau d'une installation septique (par exemple par des densités maximales d'installations septiques).

6.1.9 Recommandation 9 : Essais sur un système pour une période prolongée

Pour avoir des résultats quantitatifs et réels qui supportent les hypothèses, observations et modélisations menées, il serait intéressant de sélectionner un système mis en place qui répond aux critères de pente, de sable d'emprunt et de fossé, et effectuer des essais extensifs sur le sol du champ de polissage ainsi que sur l'eau qui se dégage du fossé, en particulier pour le suivi du fonctionnement du perré. Les essais suivants sont proposés :

- Effectuer des essais d'adsorption du phosphore sur le sable d'emprunt avant la mise en place du système, afin d'estimer la capacité de sorption maximale des ouvrages;
- Caractériser la granulométrie du sable d'emprunt à proximité du perré à des intervalles réguliers (pourrait être chaque année) pour surveiller la migration des sédiments fins vers le perré;
- Observer le gonflement de la couche d'argile selon les phases de gel/dégel, surtout au niveau du perré;
- Échantillonner l'eau dans le perré et l'analyser pour le phosphore total et les coliformes fécaux à divers moments après le démarrage du système, pour valider le temps de percée du panache de phosphore et évaluer dans quelle mesure l'installation septique rejette des coliformes fécaux;
- Surveiller le niveau d'eau dans le fossé à plusieurs moments de l'année, en particulier durant les épisodes de gel et dégel, afin de valider l'intégrité hydraulique du système.

Ces essais devraient être faits sur une période prolongée à des intervalles réguliers, et les résultats doivent être analysés par un ingénieur qui pourra tirer une conclusion quant à la performance du système à long terme.

6.2 Conclusions volet II

Bien que les recommandations proposées au ministère indiquent l'utilisation du sable filtrant selon les spécifications du RETEURI, il a été démontré dans la littérature et dans les essais en lots effectués que la capacité d'adsorption des sables tels que SG et SL n'est pas très élevée, et que la durée de vie d'un FAS ou CP constitués de tels sables ne dépasserait pas 2 ans en termes de saturation en phosphore ou en capacité d'adsorption du phosphore.

Les essais en lots effectués sur les sables SG et SL dans le cadre de ce mémoire n'ont pas pour but de déterminer la capacité d'adsorption de ces sols-là dans l'absolu, mais plutôt de démontrer que cette capacité est grandement variable d'un sable à l'autre, et que celle-ci ne dépend pas uniquement de la granulométrie des sables, mais aussi de leur composition minéralogique (en Fe, Al, Ca et autre).

Dans la littérature, les études menées pour l'évaluation de systèmes de traitement semblables au type FAS avaient leur système FAS à la suite d'une fosse septique, alors que la chaîne de traitement

proposée pour l'Abitibi-Témiscamingue implique le traitement de l'eau par un système de traitement secondaire avancé (ou FAS) avant d'acheminer l'effluent vers le champ de polissage avec sable d'emprunt. Ceci implique que le niveau de traitement de l'affluent du CP est plus élevé, et donc la concentration en P à l'affluent pourrait être de l'ordre de 2-4 mg P/L plutôt que les concentrations de 7-10 mg/L rencontrées dans la littérature. Ceci se répercute sur la durée de vie du CP qui pourrait se prolonger ainsi à plus de 3,5 ans, et ceci veut dire que la concentration de P à l'effluent du CP pourrait être inférieure à 1 mg/L durant cette période-là.

Cependant, comme démontré dans la revue de littérature, il y a certains risques de désorption de P, surtout dans les événements de pluie et de fonte des neiges (Hamisi et al., 2022). Il serait ainsi intéressant d'implémenter une configuration qui dévierait l'eau de pluie du champ de polissage, tel que le modèle proposé par la Nouvelle-Écosse (revoir **section 2.3** et Annexe A).

De plus, toutes les études citées dans la revue de littérature démontrent que la capacité d'adsorption de matériaux traités est énormément plus élevée que celle des sables naturels, certainement selon les différents amendements. L'un des critères de conception du système proposé au MELCCFP est que le système soit abordable au citoyen, et facile à réaliser pour l'entrepreneur de façon que celui-ci puisse avoir accès aux ressources locales. Ainsi, la mise en place d'un sable amendé n'est pas recommandée. Par contre, tel que proposé par Marvin et al. (2020), des efforts sont présentement déployés à développer une sorte de couche d'amendement qui pourrait être disposée dans un FAS ou un CP en couche au-dessus du sable naturel. Cette proposition a un double avantage de pouvoir ajouter un niveau de traitement additionnel, et d'être changeable quand le filtre est saturé.

Toutes ces propositions devraient être évaluées en termes d'applicabilité, de coûts, et de performance dans le cadre d'une autre étude plus poussée.

Enfin, il serait intéressant d'évaluer la capacité de sorption de P à long terme dans des champs de polissage à l'échelle de la région, et pour ce, il faudrait poursuivre le volet II en mesurant des isothermes de sorption sur plusieurs échantillons de sable en provenance des principales sablières de l'Abitibi-Témiscamingue, afin de bien représenter les sables qui sont couramment utilisés dans la pratique.

RÉFÉRENCES

- ASTM. (2014a). C136M Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates. *ASTM Standards*.
- ASTM. (2014b). D854 Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer. *ASTM Standards*.
- ASTM. (2016). D4646, 24-h Batch-Type Measurement of Contaminant Sorption by Soils and Sediments. *ASTM Standards*.
- ASTM. (2017a). C117 Test Method for Materials Finer than 75- μm (No. 200) Sieve in Mineral Aggregates by Washing. *ASTM Standards*. ASTM Standards.
- ASTM. (2017b). D4318 Test Methods for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of Soils. *ASTM Standards*.
- ASTM. (2017c). D7928 Test Method for Particle-Size Distribution (Gradation) of Fine-Grained Soils Using the Sedimentation (Hydrometer) Analysis. *ASTM Standards*.
- ASTM. (2019). D2216 Laboratory Determination of Water (Moisture) Content of Soil and Rock by Mass. *ASTM Standards*.
- ASTM. (2021). D4546 Test Methods for One-Dimensional Swell or Collapse of Soils. *ASTM Standards*.
- Casagrande, A. (1948). Classification and Identification of Soils. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 113(1), 901-930. <https://doi.org/doi:10.1061/TACEAT.0006109>
- Change, F., Yuming, Z., Guangqing, L., Jingyi, H., Wei, S., & Wendao, W. (2011). Inhibition of $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, CaCO_3 , and CaSO_4 Precipitation for Industrial Recycling Water. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 50(18), 10393-10399. <https://doi.org/10.1021/ie200051r>
- Cloutier, V., Blanchette, D., Dallaire, P.-L., Nadeau, S., Rosa, É., & Roy, M. (2013a). Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue (partie 1). Rapport final déposé au Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec. Rapport de recherche P001. Groupe de recherche sur l'eau souterraine, Institut de recherche en mines et en environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 135 p., 26 annexes, 25 cartes thématiques (1:100 000).
- Cloutier, V., Blanchette, D., Dallaire, P.-L., Nadeau, S., Rosa, É., & Roy, M. (2013b). Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue (partie 1). Rapport final déposé au Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec. Rapport de recherche P001. Groupe de recherche sur l'eau souterraine, Institut de recherche en mines et en environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Carte 13.
- Cloutier, V., Rosa, É., Nadeau, S., Dallaire, P.-L., Blanchette, D., & Roy, M. (2015a). Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue

- (partie 2). Rapport final déposé au Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec. Rapport de recherche P002.R3. Groupe de recherche sur l'eau souterraine, Institut de recherche en mines et en environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 313 p., 15 annexes, 24 cartes thématiques (1:100 000).
- Cloutier, V., Rosa, É., Nadeau, S., Dallaire, P.-L., Blanchette, D., & Roy, M. (2015b). Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue (partie 2). Rapport final déposé au Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec. Rapport de recherche P002.R3. Groupe de recherche sur l'eau souterraine, Institut de recherche en mines et en environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Annexe 1.1.1, Carte 8., Carte 1.
- Converse, J. C., & Tyler, E. J. (1986). Wisconsin mounds performance. Small Scale Waste Management Project.
- Cucarella, V., & Renman, G. (2009). Phosphorus Sorption Capacity of Filter Materials Used for On-site Wastewater Treatment Determined in Batch Experiments—A Comparative Study. *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 381-392. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2008.0192>
- Del Bubba, M., Arias, C. A., & Brix, H. (2003). Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm. *Water Research*, 37(14), 3390-3400. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00231-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00231-8)
- Desjardins, R. (1997). Le traitement des eaux, 2e édition revue et améliorée, éditions de l'École Polytechnique de Montréal, Chapitre 8.
- Eveborn, D., Kong, D., & Gustafsson, J. P. (2012). Wastewater treatment by soil infiltration: Long-term phosphorus removal. *Journal of Contaminant Hydrology*, 140-141, 24-33. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2012.08.003>
- Gao, Q., Blum, K. M., Gago-Ferrero, P., Wiberg, K., Ahrens, L., & Andersson, P. L. (2019). Impact of on-site wastewater infiltration systems on organic contaminants in groundwater and recipient waters. *Science of the Total Environment*, 651, 1670-1679. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.016>
- García-Gaines, R. A., & Frankenstein, S. (2015). USCS and the USDA soil classification system: Development of a mapping scheme for US Army Engineer Research and Development Center. Published by ERDC Educational and Research Internship Program. <https://usace.contentdm.oclc.org/digital/collection/p266001coll1/id/3757/>
- GRES-UQAT. (2017). Évaluation de solutions de traitement et d'évacuation des eaux usées et des eaux ménagères par infiltration dans les sols argileux. Rapport final déposé au Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Rapport P012.R2. Groupe de recherche sur l'eau souterraine, Institut de recherche en mines et en environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 136 p., 1 annexe, 3 annexes numériques.

- Hamisi, R., Renman, A., Renman, G., Wörman, A., & Thunvik, R. (2022). Long-term phosphorus sorption and leaching in sand filters for onsite treatment systems. *Science of The Total Environment*, 833, 155254. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155254>
- Hansel, M. J., & Machmeier, R. E. (1980). On-Site Wastewater Treatment on Problem Soils. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 52(3), 548-558. <http://www.jstor.org/stable/25040751>
- Havard, P., Jamieson, R., Cudmore, D., Boutilier, L., & Gordon, R. (2008). Performance and Hydraulics of Lateral Flow Sand Filters for On-Site Wastewater Treatment. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13(8), 720-728. [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2008\)13:8\(720\)](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)1084-0699(2008)13:8(720))
- Holtz, R. D., & Kovacs, W. D. (1981). Traduit par Jean Lafleur, Introduction à la géotechnique
- Jamieson, R., Wilson, J., & Havard, P. (2009). Sloping sand filters for on-site wastewater treatment,. *Canada Mortgage and Housing Corporation*. NH18-22-109-112-eng.pdf (PDF, 171 KB).
- Kadlec, H. R., & Wallace, S. (2008). Treatment Wetlands (2nd ed.). *CRC Press*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9781420012514>
- Kaliakin, V. N. (2017). Chapter 2 - Example Problems Related to Soil Identification and Classification. Dans V. N. Kaliakin (édit.), *Soil Mechanics* (p. 51-92). Butterworth-Heinemann.
- Krzic, M., Watson, K., Grand, S., Bomke, A., Smith, S., Dyanatkar, S., . . . Lascu, G. (2010). Soil Formation and Parent Material. The University of British Columbia, Vancouver, Thompson Rivers University, Kamloops, and Agriculture and Agri-Food Canada, Summerland. . [<https://landscape.soilweb.ca/>]
- LégisQuébec. (2022). Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (RETEURI). .
- Li, J., & Davis, A. P. (2016). A unified look at phosphorus treatment using bioretention. *Water Research*, 90, 141-155. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.015>
- Lucas, W. C., & Greenway, M. (2008). Nutrient Retention in Vegetated and Nonvegetated Bioretention Mesocosms. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-asce*, 134, 613-623.
- Mansour, M., & Claveau-Mallet, D. (2022). Assainissement autonome : vers des meilleures pratiques d'inspection sanitaire. *Vecteur Environnement*, 55(4). <https://reseau-environnement.com/publications/vecteur/>
- Marvin, J. T., Passport, E., & Drake, J. (2020). State-of-the-Art Review of Phosphorus Sorption Amendments in Bioretention Media: A Systematic Literature Review. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 6(1), 03119001. <https://doi.org/doi:10.1061/JSWBAY.0000893>
- MELCCFP. (2007). Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques, la faune et les parcs. Guide de réalisation d'un relevé sanitaire des dispositifs d'évacuation et de traitement des eaux usées des résidences isolées situées en bordure des

lacs et des cours d'eau.
https://environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/cyanobacteries/guide_releve.pdf

[#4 est un type de document non défini dans ce style].

MELCCFP. (2017). Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique, chapitre 3.

[#20 est un type de document non défini dans ce style].

Metcalf&Eddy. (2013). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery (5th ed.) Revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, Ryujiro Tsuchihashi, H. David Stensel. McGraw-Hill Professional.*

MMAH. (2012). Ontario Building Code Compendium, Volume 1, Division B, Part 8, Sewage Systems. Ministry of Municipal Affairs and Housing.

Nadeau, S. (2011). Estimation de la ressource granulaire et du potentiel aquifère des eskers de l'Abitibi-Témiscamingue et du sud de la Baie-James (Québec). Mémoire de maîtrise. Département de géographie, Université du Québec à Montréal (UQÀM), Montréal, 145 p.

Nasrallah, M., Sheibani, S., Courcelles, B., Rosa, É., & Claveau-Mallet, D. (2022). Livrable 5: Rapport d'évaluation. Rapport non publié présenté à l'attention du Ministère de l'environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) sous le mandant d'étude sur les ouvrages d'infiltration alternatifs pour l'assainissement autonome en Abitibi-Témiscamingue.

Patterson, R. A. (2001). Phosphorus sorption for on-site wastewater assessments. p. 307–314. In R.A. Patterson and M.J. Jones (ed.). *Proc. of On-site '01 Conf.: Advancing On-site Wastewater Systems*, Univ. of New England.

Sakadevan, K., & Bavor, H. J. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Research*, 32(2), 393-399. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00271-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00271-6)

Seed, H. B., Woodward, R. J., & Lundgren, R. (1962). Prediction of Swelling Potential for Compacted Clays. *Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division*, 88(3), 53-87. <https://doi.org/doi:10.1061/JSFEAQ.0000431>

Sheibani, S., Nasrallah, M., & Claveau-Mallet, D. (2022). Livrable 4 : Rapport de modélisation des dispositifs de traitement par infiltration dans les sédiments glaciolacustres d'eau profonde. Rapport non publié présenté à l'attention du Ministère de l'environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) sous le mandant d'étude sur les ouvrages d'infiltration alternatifs pour l'assainissement autonome en Abitibi-Témiscamingue.

Sinclair, A., Jamieson, R., Gordon, R. J., Madani, A., & Hart, W. (2014). Modeling Phosphorus Treatment Capacities of On-Site Wastewater Lateral Flow Sand Filters. *Journal of Environmental Engineering*, 140(2), 04013002. [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000796](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000796)

Sivakugan, N., & Das, B. M. (2009). *Geotechnical engineering: a practical problem solving approach*. J. Ross Publishing.

- Veillette, J. J. (1996). Géomorphologie et géologie du quaternaire du Témiscamingue, Québec et Ontario. Commission géologique du Canada, Natural Resources Canada / Ressources naturelles Canada. Bulletin 476. 269 p.
- Ximena, M., Sheibani, S., & Claveau-Mallet, D. (2022). Critères de conception d'installations septiques autonomes alimentées en eaux ménagères et bilan de pollution d'installations septiques non-conformes, livrable 5.
- Xu, D., Xu, J., Wu, J., & Muhammad, A. (2006). Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. *Chemosphere*, 63(2), 344-352. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.08.036>

ANNEXES

ANNEXE A : SCHÉMAS DES STEU DE LA NOUVELLE-ÉCOSSE

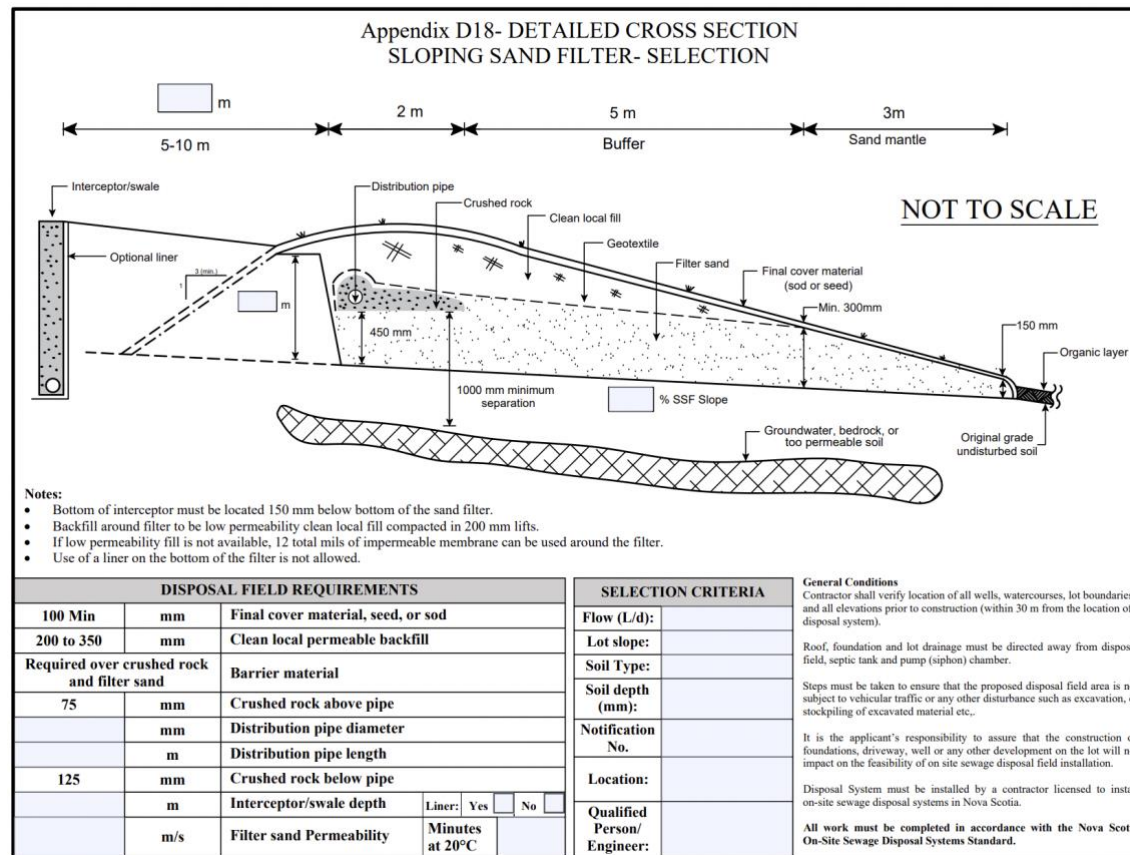


Figure A. 1 Solution Sloping sand filter de la Nouvelle-Écosse (tirée de l'Annexe D du (MENS, 2022))

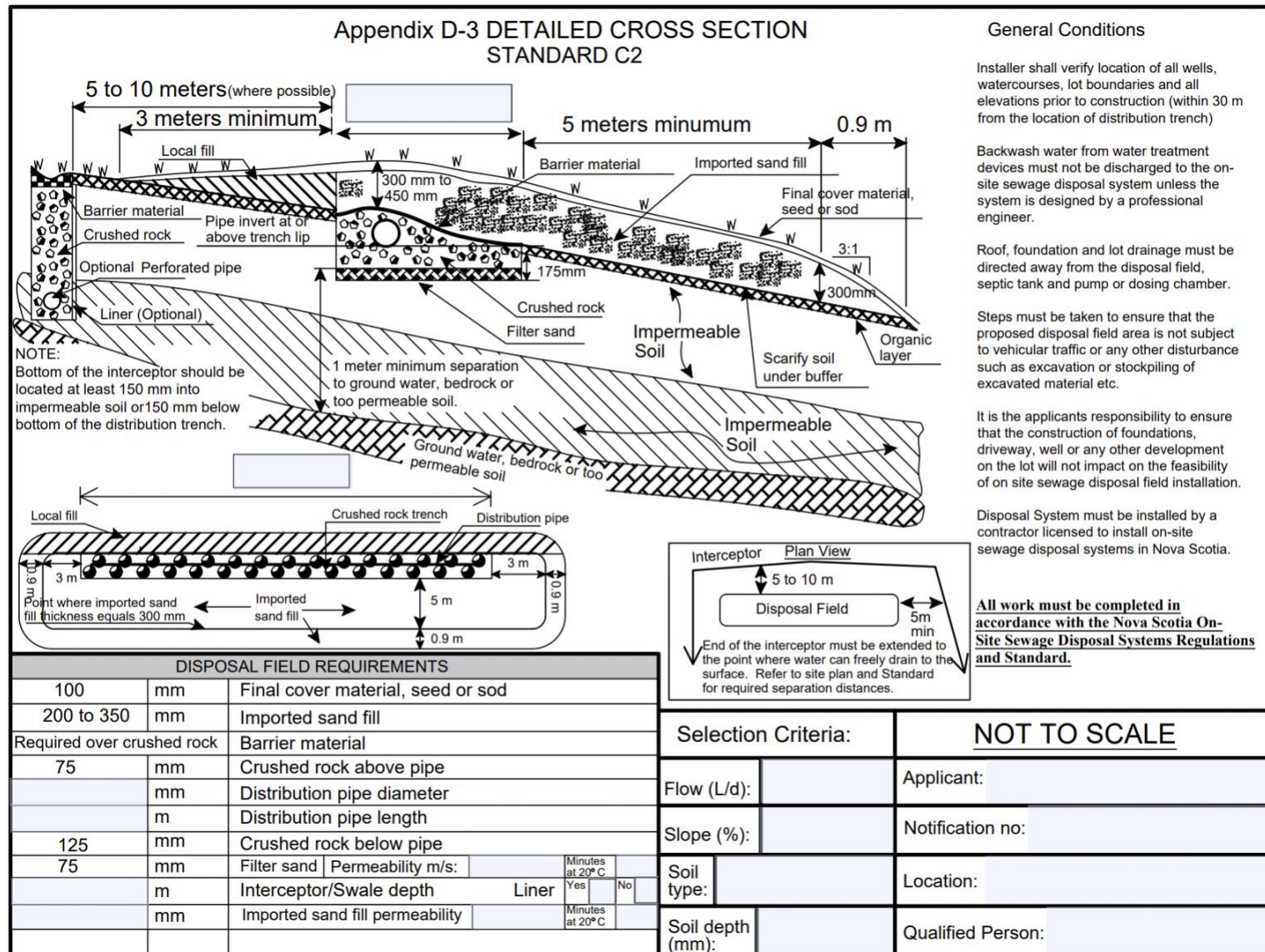


Figure A. 2 Solution C2 Standard de la Nouvelle-Écosse (tirée de l'Annexe D du (MENS, 2022))

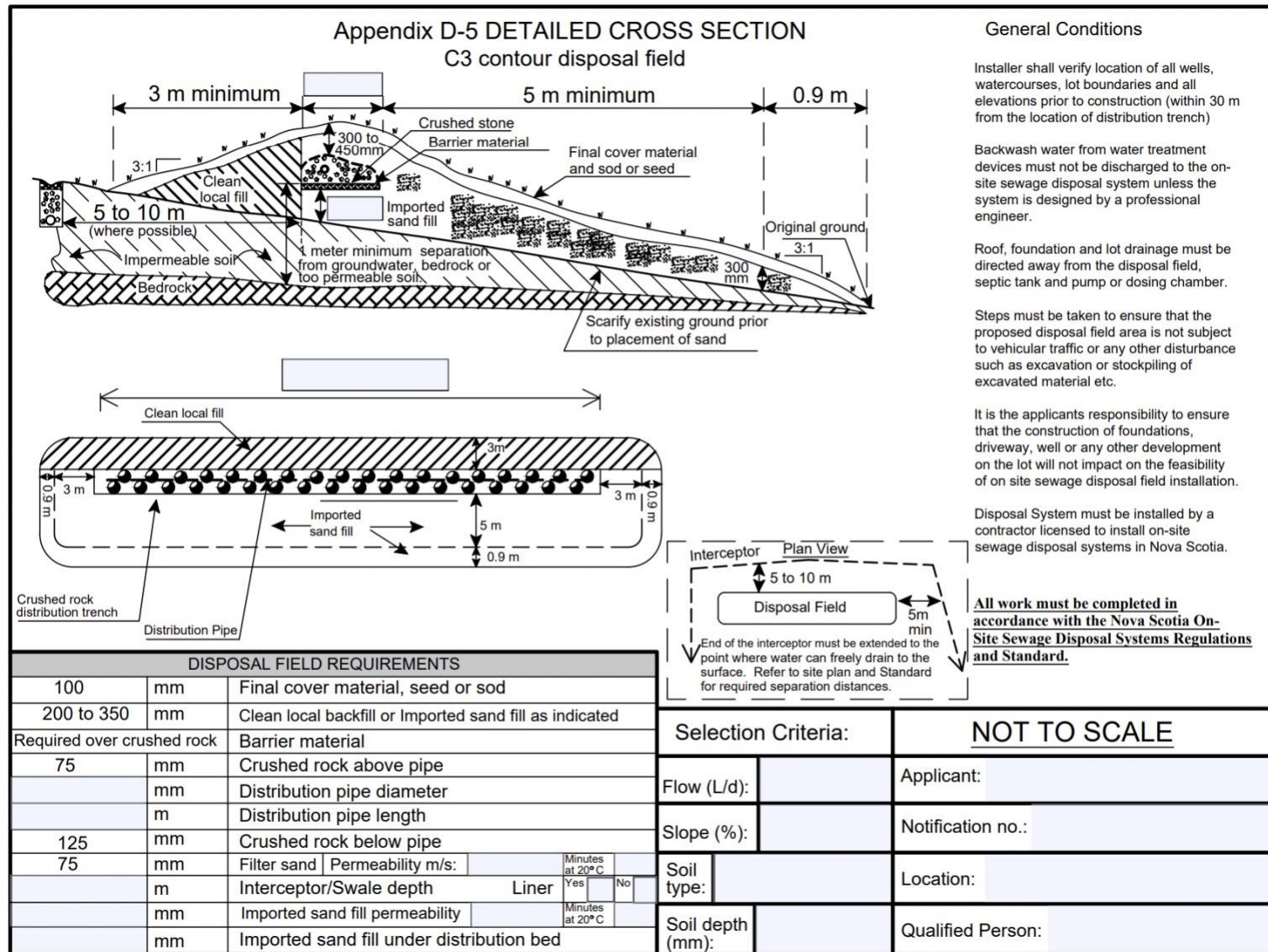


Figure A. 4 Solution C3 contour disposal field (mantle) de la Nouvelle-Écosse (tirée de l'Annexe D du (MENS, 2022))

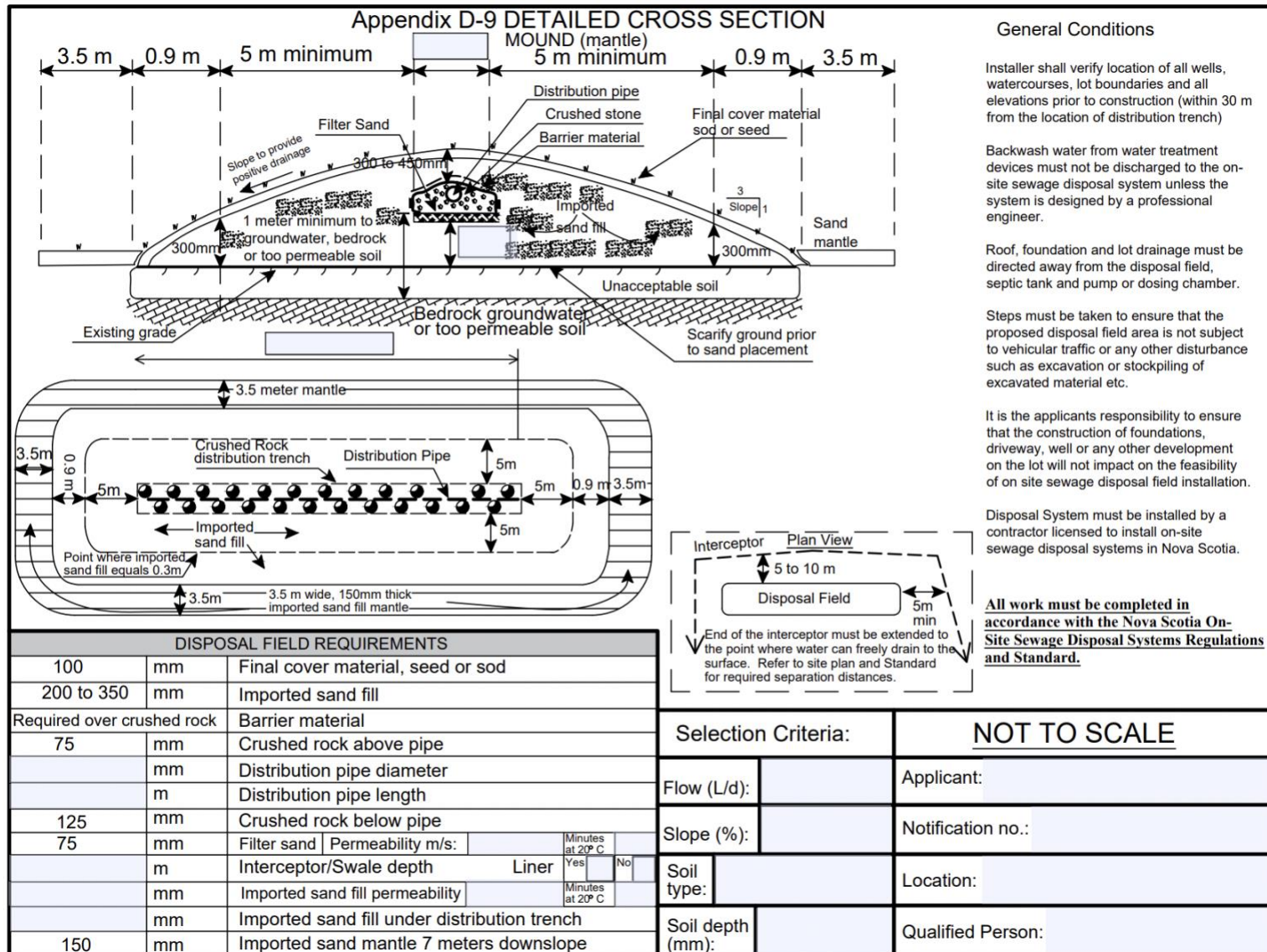


Figure A. 5 Solution Mound with mantle de la Nouvelle-Écosse (tirée de l'Annexe D du (MENS, 2022))

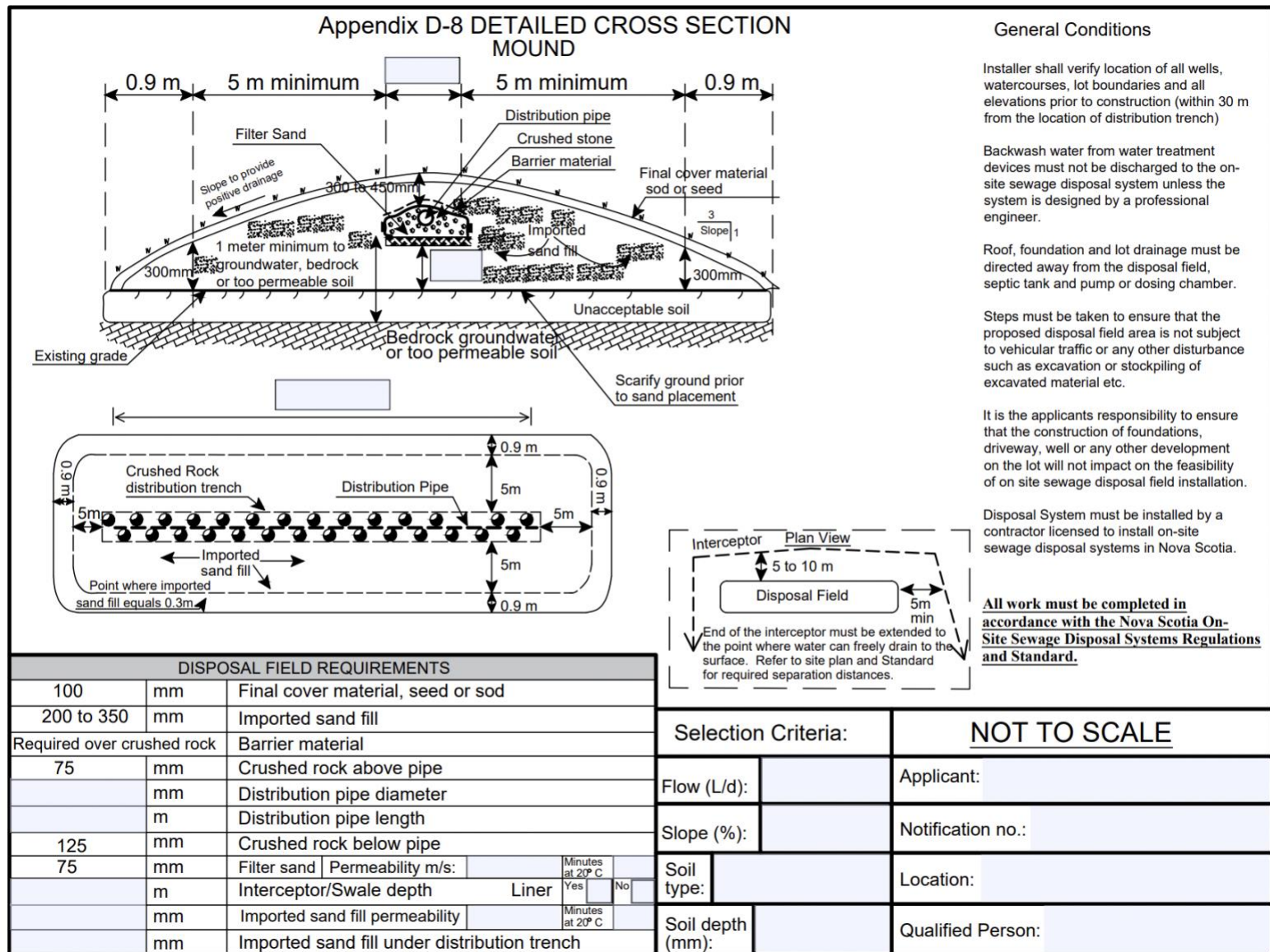


Figure A. 6 Solution Mound without mantle de la Nouvelle-Écosse (tirée de l'Annexe D du (MENS, 2022))

ANNEXE B : RÉSULTATS DES ESSAIS DE CARACTÉRISATION DU SOL

Tableau B.1 Résultats des essais de caractérisations du sol

	WL	LP	Ip	Indice L	Indice C	% Argile (< 0,002 mm)	% Silt 0,002 à 0,05 mm	% Sable > 0.05mm	Conduvtivité hydraulique (c en cm/s)	Acitivité (Ac)	Potentiel de gonflement (S en %)	Potentiel de gonflement qualitatif
site #1	59	27	32	0.74	0.26	72%	23%	4.7%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.44	12.2%	Élevé
site #2	62	25	37	0.20	0.80	67%	28%	4.5%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.55	16.2%	Élevé
site #3	36	22	14	0.41	0.59	33%	62%	4.6%	$8 \cdot 10^{-6} < c < 6 \cdot 10^{-5}$	0.42	0.7%	Faible
site #4	56	24	32	0.33	0.67	76%	23%	0.9%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.42	12.9%	Élevé
site #5	61	26	35	0.29	0.71	43%	48%	8.9%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.81	9.1%	Élevé
site #6	68	26	42	0.13	0.87	81%	19%	0.2%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.52	26.6%	Très Élevé
site #7	67	24	43	0.23	0.77	85%	15%	0.4%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.51	29.6%	Très Élevé
site #8	50	23	27	0.45	0.55	67%	30%	3.0%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.40	7.5%	Élevé
site #9	55	24	31	0.46	0.54	69%	29%	2.1%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.45	10.8%	Élevé
site #10	76	25	51	0.22	0.78	86%	10%	4.5%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.60	45.2%	Très Élevé
site #11	75	26	49	0.21	0.79	87%	12%	1.3%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.57	41.4%	Très Élevé
site #12	76	28	48	0.15	0.85	88%	11%	1.9%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.55	39.9%	Très Élevé
site #13	48	21	27	0.37	0.63	64%	32%	4.2%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.42	7.2%	Élevé
site #14	36	20	16	0.56	0.44	42%	52%	5.7%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.38	1.3%	Faible
site #15	55	22	33	1.03	-0.03	72%	25%	3.0%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.46	13.2%	Élevé
site #16	53	22	31	0.34	0.66	76%	24%	0.1%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.41	11.9%	Élevé
site #17	75	26	49	0.62	0.38	86%	9%	4.6%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.57	41.2%	Très Élevé
site #18	53	24	29	0.32	0.68	78%	21%	1.3%	$< 8 \cdot 10^{-6}$	0.37	10.4%	Élevé
site #19	36	19	17	0.72	0.28	34%	61%	4.7%	$8 \cdot 10^{-6} < c < 6 \cdot 10^{-5}$	0.50	1.2%	Faible
site #20	23	16	7	0.72	0.28	18%	75%	6.5%	$8 \cdot 10^{-6} < c < 6 \cdot 10^{-5}$	0.39	0.1%	Faible

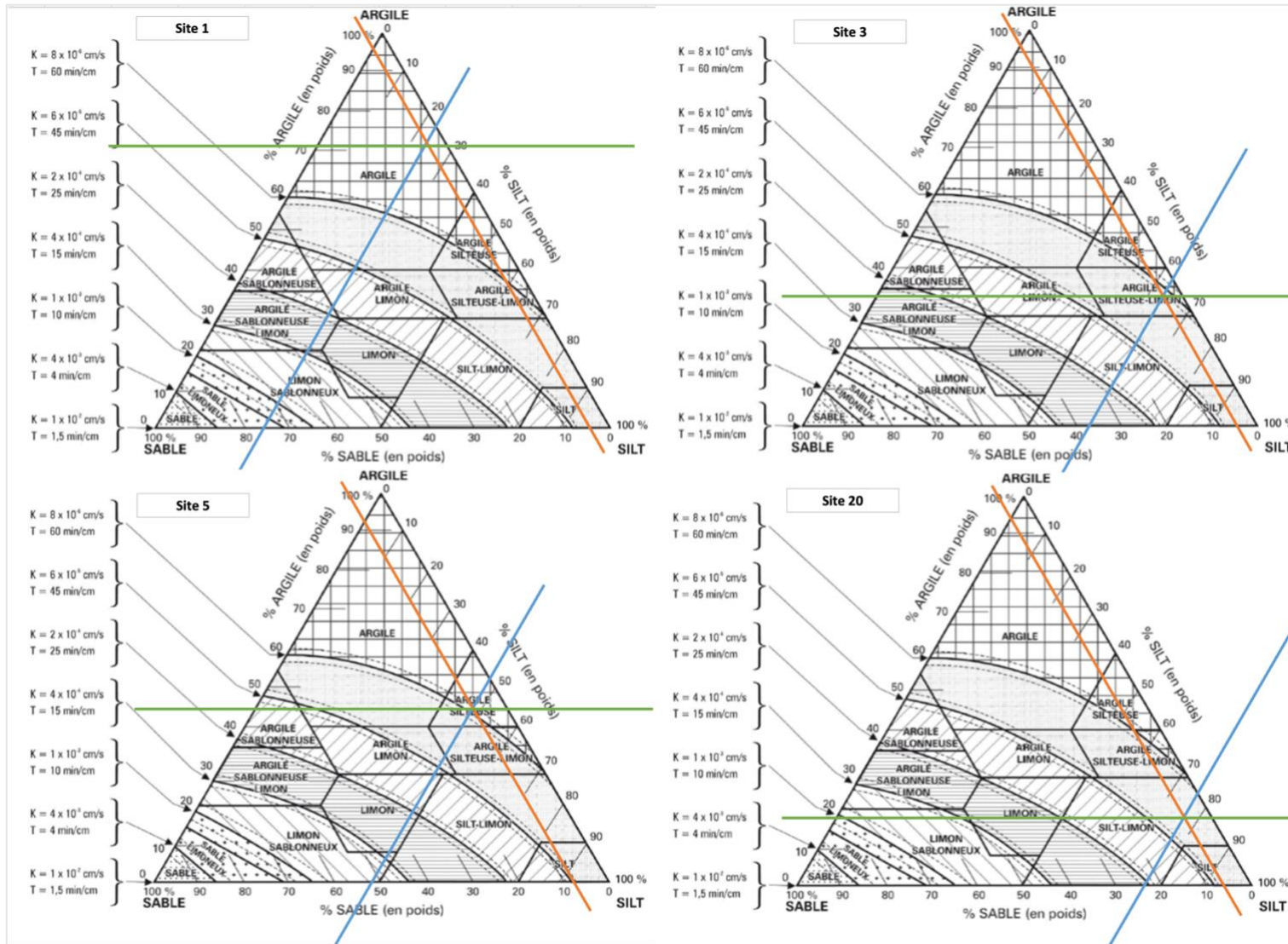


Figure B.1 Exemples de triangles de corrélation (sites 1, 3, 5 et 20)

ANNEXE C : DONNÉES DU RAPPORT D'INSPECTIONS SANITAIRES

Tableau C.1 Données brutes des observations visuelles rapportées durant les inspections sanitaires

St.	Nb CC	Nmb Rés	Débit estimé (L/d)	Taux d'occupation	Usage	Broyeur	Additifs	Historique Vidange (V) date(d) Entretien (TSA) tous conformes	Intégrité hyd. Test de saturation effectué	Chargements	Pente	Retrait	Conduites parasites	Résurgences	Niv. Nappe	Préfiltre	État préfiltre	STP Vol.	Écume cm	Boues cm	FS Fissures	Cernes
ISA1	3	3	810	50%	Domestique	Non	Non	(V) fin été 2021(TSA)	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	50-100 cm	Présence	bon	2160-4CC	30.48	20.32	Absence	Absence
ISA2	2	2	540	50%	Domestique	Non	Non	(V)	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	50-100 cm	Présence	bon	1080-2CC	20.32	7.62	Absence	Absence
ISA3	3	2	540	33%	Domestique	Non	Non	(V)2021 (TSA)	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	150-200 cm	Présence	bon	2160-4CC	60.96	30.48	Absence	Absence
ISA4	5	4	1080	40%	Domestique	Non	Non	(V)2021(TSA)2021	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	200-300 cm	Présence	bon	2700-5CC	30.48	7.62	Absence	Absence
ISA5	4	2	540	25%	Domestique	Non	Oui	(V)2021(TSA)	Conforme	Absence	10-15%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	2160-4CC	30.48	30.48	Absence	Absence
ISA6	4	2	540	25%	Domestique	Non	Non	(V) (TSA)	Conforme	Absence	10-15%	Conforme	Non	Non	50-100 cm	Présence	bon	2160-4CC	30.48	7.62	Absence	Absence
ISA7	3	2	540	33%	Domestique	Non	Oui	(V)2022	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	1620-3CC	12.7	5.08	Absence	Absence
ISA8	2	2	540	50%	Domestique	Non	Non	(V)cédulé2022	Conforme	Absence	5-10%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	1080-2CC	30.48	7.62	Absence	Absence
ISA9	2	1	270	25%	Domestique	Non	Non	(V)2021(TSA) été2022	Conforme	Absence	5-10%	Conforme	Non	Non	100-150 cm	Présence	bon	1080-2CC	5.08	10.16	Absence	Absence
ISA10	4	2	540	25%	Domestique	Non	Non	(V)changé la tourbe en 2020	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	150-200 cm	Présence	bon	2160-4CC	0	0	Absence	Absence
ISA11	3	2	540	33%	Domestique	Non	Non	(V) + (TSA) juil 2022	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	1620-3CC	0	0	Absence	Absence

Tableau C.1 Données brutes des observations visuelles rapportées durant les inspections sanitaires (suite)

ISA12	1	12	3240	600%	Commercial	Non	Non	(V) cédulé aout 2022(TSA)N/D	Conforme	Absence	10-15%	Conforme	Non	Non	300 + cm	Présence	bon	3240-6CC	10,16	132.08	Absence	Absence
ISA13	3	2	540	33%	Domestique	Non	Non	(V)+ (TSA) oct 2021	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	150-200 cm	Présence	bon	2160-4CC	30,48	60,96	Absence	Présence
ISA14	3	2	540	33%	Domestique	Non	Non	(V) 2019	Conforme	Absence	10-15%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	1620-3CC	30,48	45,72	Absence	Absence
ISA15	4	2	540	25%	Domestique	Non	Non	(V)2022(TSA)	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	2160-4CC	30,48	60,96	Absence	Absence
ISA16	4	5	1350	63%	Domestique	Non	Non	(V)2020(TSA)	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	2160-4CC	10,16	30,48	Absence	Absence
ISA17	1	2	540	100%	Domestique	Non	Non	(V)2021(TSA)	Conforme	Absence	20-25%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	1620-3CC	0	30,48	Absence	Absence
ISA18	5	6	1620	60%	Domestique	Non	Non	(V)2021(TSA)	Conforme	Absence	10-15%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	2700-5CC	5,08	15,24	Absence	Absence
ISA19	4	4	1080	50%	Domestique	Non	Non	(V)(TSA)	Conforme	Absence	10-15%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	2160-4CC	15,24	5,08	Absence	Absence
ISA20	3	3	810	50%	Domestique	Non	Non	(V)aut 2021	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	2160-4CC	10,16	30,48	Absence	Absence
ISA21	3	3	810	50%	Domestique	Non	Non	(V) cédulé 2022(TSA)2022	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	100-150 cm	Présence	bon	1620-3CC	10,16	30,48	Absence	Absence
ISA22	4	4	1080	50%	Domestique	Non	Non	(V)+(TSA)été2022	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	150-200 cm	Présence	bon	2160-4CC	2,54	2,54	Absence	Absence
ISA23	6	6	1620	50%	Domestique	Non	Oui	(V)2020	Conforme	Absence	5-10%	Conforme	Oui	Non	300 + cm	Présence	bon	3240-6CC	45,72	0	Absence	Absence
ISA24	4	4	1080	50%	Domestique	Non	Non	(V)2021(TSA)2022	Conforme	Absence	0-5%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	2160-4CC	7,62	60,96	Absence	Absence
ISA25	4	2	540	25%	Domestique	Non	Non	(V)2021(TSA)2022	Conforme	Absence	5-10%	Conforme	Non	Non	N/D	Présence	bon	1620-3CC	5,08	7,62	Absence	Absence

Tableau C.1 Données brutes des observations visuelles rapportées durant les inspections sanitaires (suite)

ISA26	3	4	1080	67%	Domestique	Non	Non	(V)(TSA)	Conforme	Absence	15-20%	Conforme	Non	Non	300 + cm	Présence	bon	1620-3CC	12.7	2.54	Absence	Absence
ISA27	1	2	540	100%	Domestique	Non	Non	(V)+ (TSA)2021	Conforme	Absence	10-15%	Conforme	Non	Oui	N/D	Présence	bon	1620-3CC	5.08	15.24	Absence	Absence
ISA28	4	2	540	25%	Domestique	Non	Non	(V)+(TSA) cédulé aout 2022	Conforme	Absence	10-15%	Conforme	Non	Oui	200-300 cm	Présence	Bon	2160-4CC	40.64	40.64	Absence	Absence

	Colonnes ajoutées au tableau original
	Système non considéré pour les analyses car utilisation commerciale
	Non conforme, non recommandé ou hors de l'ordinaire
	Épaisseur > 30 cm
	Épaisseur > 15 cm

Tableau C.2 Données complètes des prélèvements d'échantillons au robinet et au fossé avec calculs

Général		Coliformes fécaux*							Phosphore*								Concentration échantillons eau de robinet			
Code ministère	Code	F1	F2	F3	F4	F5	F6	Niveaux de coliformes fécaux amont (UFC/100)	T1	T2	T3	T4	T5	T6	Niveaux de phosphore en amont (mg/L)	Niveaux de phosphore en aval (mg/L)	Coliformes totaux (/100mL)	Colonies atypiques (UFC/100 mL)	<i>E. coli</i> (/100 mL)	Entérocoques (UFC/100mL)
ISA1	13WXY	64	23	10	72	45	100	< 200	0.33	1	0.36	9.92	10.64	9.89	< 3.8	> 3.8	0	10	0	0
ISA2	13GHI				72	28	170	< 200				18.93	7.72	3.67	N/A	> 3.8	1	6	0	0
ISA3	17Z	1000	150	180	36	33	73	< 200	15.3	5.05	35.31	49.97	24	36.62	> 3.8	> 3.8	0	0	0	0
ISA4	17AE	6	10	9	3	100	100	< 200	0.11	0.09	0.09	4.36	3.33	4.24	< 3.8	> 3.8	Excès	> 200	0	0
ISA5	17AA	116	88	92	190	104	116	< 200	2.8	0.08	0.29	1.13	0.56	2.97	< 3.8	< 3.8	3	4	0	0
ISA6	10I	360	90	90	33	2	8	< 200				1.3	8.78	2.59	N/A	> 3.8	0	2	0	0
ISA7	10D				2100	900	270	< 50000				0.93	1.68	0.96	N/A	< 3.8	Excès	> 200	0	0
ISA8	10O	100	10	10	20	3	10	< 200	1.76	4.19	1.45	1.88	2.42	2.91	< 3.8	< 3.8	> 80	Excès	0	0
ISA9	10A	2700	900	900	7300	900	11800	< 50000	0.6	1.1	0.04	0.03	0.03	0.03	< 1	< 1	0	1	0	0
ISA10	17Q	10	2	5	25	44	28	< 200	0.73	0.86	0.7	4.48	2.29	3.11	< 1	< 3.8	0	0	0	0
ISA11	17S	25	16	43	33	100	96	< 200	3.08	2.1	2.2	10.27	14.68	10.85	< 3.8	> 3.8	0	138	0	0

Tableau C.2 Données complètes des prélèvements d'échantillons au robinet et au fossé avec calculs (suite)

ISA12	19M				5	2	5	< 200				0.03	0.37	0.24	N/A	< 1	0	31	0	0
ISA13	14H	10	9	60	10	9	100	< 200	0.92	0.88	0.76	0.55	0.25	2.72	< 3.8	< 3.8	4	0	0	0
ISA14	14Q	900	1000	1820	900	900	5450	< 50000	26.4	19.53	22.64	6.62	12.78	10.81	> 3.8	> 3.8	---	---	---	---
ISA15	8A							N/A							N/A	N/A	---	---	---	---
ISA16	15M							N/A							N/A	N/A	0	0	0	0
ISA17	16E							N/A							N/A	N/A	0	0	0	0
ISA18	14N							N/A							N/A	N/A	0	0	0	0
ISA19	14C							N/A							N/A	N/A	0	0	0	0
ISA20	14G							N/A							N/A	N/A	6	0	0	0
ISA21	17AS	3600	12700	2700	9100	9100	10000	< 50000	32.3	56.42	31.75	56.12	110.7	72.33	> 3.8	> 3.8	0	0	0	0
ISA22	17L	1000	3600	1800	6400	11800	12700	< 50000	27	27.73	20.89	28.95	42.84	21.45	> 3.8	> 3.8	Excès	Excès	Excès	0
ISA23	16C				43000	60000	70000	> 50000				38.25	52.25	15.14	N/A	> 3.8	0	14	0	0
ISA24	18B							N/A							N/A	N/A	0	8	0	0
ISA25	18R							N/A							N/A	N/A	0	0	0	0

Tableau C.2 Données complètes des prélèvements d'échantillons au robinet et au fossé avec calculs (suite)

ISA26	18E				260	300	340	< 1000				0.16	0.13	0.39	N/A	< 1	0	4	0	0
ISA27	18AB							N/A							N/A	N/A	0	56	0	0
ISA28	3C	90	11800	900	6400	900	2700	< 50000	0.99	1.17	3.45	2.34	3.81	3.92	< 3.8	< 3.8	1	95	0	0
*Les échantillons prélevés pour effectuer ces mesures sont ponctuels et non pas composites.																				

Pour coliformes fécaux	
	≤ 200 UFC/100 mL
	Entre 200 et 1000 UFC/100 mL
	Entre 1000 et 50000 UFC/100 mL
	≥ 50000 UFC/100 mL

Pour phosphore	
	≤ 1 mg/L
	Entre 1 et 3,8 mg/L
	> 3,8 mg/L