

Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Eau Terre Environnement

**Étude d'une filière technologique d'épuration des eaux usées
domestiques pour les collectivités en milieu nordique
(Cas du village de Salluit)**

Par

Assia Benkaraache

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maître ès sciences (M.Sc.) en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur interne	Satinder Kaur Brar INRS-ETE
Examineur externe	Brahim Lekhlif École Hassania des Travaux Publics
Examineur externe	Caetano Chang Dorea Université Laval
Directeur de recherche	Jean-François Blais INRS-ETE
Codirecteur de recherche	Guy Mercier INRS-ETE
Codirecteur de recherche	Mounia El Haji ENSEM-Casablanca

REMERCIEMENTS

De nombreuses personnes ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail. Certaines d'entre elles m'ont apporté un soutien moral, d'autres m'ont aidé moralement et matériellement. Je les remercie toutes pour m'avoir encouragée, aidée et pour m'avoir apportée le soutien dont j'avais besoin tout en les priant de trouver ici l'expression d'une profonde gratitude et une sincère reconnaissance.

Je voudrais adresser particulièrement mes vifs remerciements à :

Monsieur Jean-François BLAIS, mon directeur de recherche, qui a fait preuve d'une disponibilité et d'une diligence remarquables à mon égard, tout en m'orientant sur le droit chemin et en me fournissant de précieux renseignements.

Monsieur Guy MERCIER et Madame Mounia EL HAJI, mes codirecteurs de recherche, pour leur aide et leurs conseils éclairés.

Monsieur Kamal EL HAJI dont les conseils et les recommandations m'ont beaucoup aidée.

Mesdames Lan HUONG TRAN et Lucie COUDERT pour leurs encouragements appréciables et l'aide qu'elles m'ont apportée. Je remercie également tous les membres de l'équipe que je trouve formidable et ce fut un privilège de travailler à côté de chacun d'entre vous.

Je remercie mes parents et mes sœurs pour leur amour et leur soutien sans fin depuis toujours. Un remerciement spécial pour ma très chère sœur Sanae, qui n'a pas cessé de m'encourager.

Merci à tous mes amis et spécialement Yassine pour toute l'aide et le soutien moral qu'il m'a apporté ainsi que pour tous les conseils de valeurs qu'il m'a donné.

Je remercie l'INRS pour le soutien financier et pour les bonnes conditions de travail qu'ils nous ont procuré. Et merci à tous les gens que je n'ai pas pu citer, je vous remercie pour vos contributions.

RÉSUMÉ

Le développement des communautés au Nord du Canada suscite de vifs intérêts concernant la protection de l'environnement. À titre d'exemple, nous pouvons citer la gestion des eaux usées domestiques générées par les collectivités en milieu nordique. Un faible pourcentage de ces communautés dispose d'installations de traitement ou de gestion des eaux usées. La majorité des communautés ayant accès à un système de traitement des eaux usées se situe dans le Sud.

Étant donné que plusieurs communautés nordiques souffrent de l'absence ou de l'insuffisance de moyens d'assainissement des eaux usées, diverses études ont été réalisées au cours de ces dernières années afin de proposer des solutions économiquement viables. Cependant, en raison des conditions climatiques ou des difficultés d'approvisionnement en matières premières, peu de technologies développées sont actuellement utilisées. La filière technologique proposée dans le cadre de ce projet de recherche est divisée en quatre étapes qui consistent en une décantation primaire, un traitement biologique dans des conditions aérobies, suivi par une décantation et, pour finir, un traitement de boues primaires et secondaires par la technique de gel/dégel.

La performance de cette filière a été évaluée à chaque étape, principalement sur la base de l'élimination de la demande chimique en oxygène totale (DCO_t) et soluble (DCO_s), de la demande biochimique en oxygène (DBO_5), des matières en suspension (MES) et des nutriments (azote et phosphore). Des eaux usées synthétiques, ayant des caractéristiques similaires à celles des communautés nordiques, ont été utilisées. La méthode Syntho a permis d'obtenir une eau assez chargée en DBO_5 et DCO, similaire à celle retrouvée dans le Nord.

Des essais de décantation ont été réalisés avec et sans coagulant. Trois coagulants (alun, sulfate ferrique et chitosane) ont été testés au cours du traitement primaire afin d'évaluer leur capacité à agglomérer les particules colloïdales et à favoriser leur décantation. Le temps de rétention hydraulique (TRH) a été fixé à 30 min pour ces trois

tests. D'après les résultats obtenus, l'alun et le sulfate ferrique ont permis d'obtenir des abattements de DCO_t de 55% et 59% respectivement, pour des concentrations en coagulant de 50 mg/L, alors que le chitosane n'a pas donné de résultats satisfaisants. Les essais de décantation sans ajout de coagulant ont permis d'obtenir un abattement de la DCO_t de 33% avec un TRH de 2 h.

L'effluent obtenu après décantation a été envoyé vers un bioréacteur de 3,5 L pour subir un traitement secondaire. Il s'agit d'un procédé biologique avec support de biomasse en suspension. Un support en polyéthylène (Kaldnes K1) a été choisi pour cette étude. Ce procédé a été testé à deux températures différentes, d'abord à 20°C, puis à 4°C avec un TRH de 4 h et une aération de 1 L/min. Les résultats obtenus à 20°C ont montré un abattement de $65 \pm 18\%$ pour la DCO_t , de $79 \pm 7\%$ pour la DCO_s , de $70 \pm 12\%$ pour les MES, de $54,6 \pm 20,5\%$ pour l'ion ammonium (NH_4^+) et de $12,1 \pm 14,7\%$ pour le phosphore total (P_{tot}). Pour les essais réalisés à 4°C, les résultats obtenus ont montré un abattement de $63 \pm 9\%$ pour la DCO_t , de $74 \pm 11\%$ pour la DCO_s , de $45 \pm 25\%$ pour les MES, de $91,2 \pm 1,9\%$ pour le NH_4 et de $12,5 \pm 4,8\%$ pour le P_{tot} . De légères pertes d'efficacité du procédé de traitement biologique ont été observées lors de la diminution de la température de 20 à 4°C, notamment en ce qui concerne l'enlèvement de la DCO_t et des MES.

Concernant le traitement des boues par gel/dégel, la siccité des boues primaires mesurée initialement était de 20%. Après 1 mois de congélation à -20°C et dégel, la siccité des boues primaires était de l'ordre de 25%. Quant aux boues secondaires, leur siccité était initialement d'environ 18% initialement et de 22% après le traitement par gel/dégel. Pour les boues primaires et secondaires mélangées, la siccité initiale était de 19% et finale de 25%, indiquant que le traitement par gel/dégel permet de concentrer légèrement les boues obtenues au cours des procédés de traitement.

Mots-clés: Eau usée domestique, climat nordique, bioréacteur, biomasse en suspension, gel/dégel.

ABSTRACT

The development of communities in Northern Canada attracted the interest of the population and the government of Canada concerning the protection of the environment. For example, we can cite the management of domestic wastewaters generated by these communities in the north of Canada. Nowadays, a low percentage of these northern communities are connected to facilities allowing the treatment or the management of wastewater. Most of the communities with access to a wastewater treatment system are located in the south of the Northern territories.

As many Northern communities suffer from the absence or inadequacy of wastewater treatment plants, many studies have been conducted in the recent years to provide economically viable solutions, as was done in this study. However, due to extreme weather conditions or difficulties in raw materials supplies, none or few of the technologies developed at laboratory scale are currently used. The treatment process developed in the present study consisted on a primary sedimentation followed by a biological treatment conducted under aerobic conditions and a settling. Finally, the sludge produced during the primary and secondary treatment processes are dewatered by freeze-thaw conditioning.

The performances of this treatment processes train were evaluated at the end of each treatment step, based on the removal of both total (COD_t) and soluble (COD_s) chemical oxygen demand, biological oxygen demand (BOD), suspended matter (SM) and nutrients (nitrogen and phosphorous). Wastewaters with similar characteristic of wastewaters produced by communities in the North of Canada were simulated. The Syntho method was used to produce wastewaters highly loaded by organic matter, with concentrations of COD and BOD similar to those measured in wastewaters produced in the North of Canada.

Decantation experiments were performed in the presence or in the absence of coagulants. Three different coagulants (alum, ferric chloride, chitosan) were tested during the primary decantation to evaluate their capacities to agglomerate colloids and

therefore enhance their decantation. The hydraulic retention time (HRT) was fixed at 30 min. According to our results, the use of alum and ferric sulfate (50 mg/L) allowed the removal of 55% and 59% of COD_t , respectively, whereas the use of chitosan did not show good results. The decantation experiments performed without any coagulant allowed the removal of 33% of COD_t after 2 h of settling.

The effluent emerging from the primary decantation was then transferred to a 3.5 L bioreactor to be treated using a biological process with suspended biomass support. Kaldnes K1 support, made in polyethylene, was used in the present study. This biological process was tested at two different temperatures (first at 20°C and then at 4°C) with a HRT fixed at 4 h and an aeration fixed at 1 L/min. Our results obtained at 20°C showed removal yields reaching $65 \pm 18\%$ for the COD_t , $79 \pm 7\%$ for the COD_s , $70 \pm 12\%$ for the SM, $54.6 \pm 20.5\%$ for the ammonium and $12.1 \pm 14.7\%$ for the phosphorous. For the experiments carried out at 4°C, removal yields reaching $63 \pm 9\%$ for the COD_t , $74 \pm 11\%$ for the COD_s , $45 \pm 25\%$ for the SM, $91.2 \pm 1.9\%$ for the ammonium (NH_4^+) and $12.5 \pm 4.8\%$ for the total phosphorous (P_{tot}) were achieved. Low losses of efficiencies were observed for the removals of DOC_t and SM with the decrease of the temperature from 20 to 4°C.

The freeze-thaw experiments showed that the primary and secondary sludge initially contained 20% and 17% of total solids, respectively. After one month of freezing at -20°C, the primary and secondary sludge contained 25% and 22% of total solids. Freeze-thaw experiments were also conducted on a mix of primary and secondary sludge. Our results highlighted that after one month of freezing, the total solid contents increased from 19% (initial) to 25% (final), indicating that the freeze-thaw conditioning allowed a low concentration of the total solids in the sludge produced during the wastewaters treatment processes train developed in the present study.

Keywords: Domestic wastewater, Northern climate, Bioreactor, Suspended biomass, Freeze/thaw.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	iii
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES.....	ix
LISTE DES FIGURES	xiii
LISTE DES TABLEAUX.....	xv
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	xvii
INTRODUCTION.....	1
1 Revue de littérature	3
1.1 Historique concernant la gestion des eaux usées dans le Nord	3
1.2 Mode de gestion actuel des eaux usées	4
1.3 Réglementation.....	5
1.4 Technologies utilisées pour le traitement des eaux usées	6
1.4.1 Bassins de stabilisation	7
1.4.2 Marécages artificiels/naturels	9
1.4.3 Procédés de biofiltration.....	13
1.4.3.1 Biofiltration conventionnelle	15
1.4.3.2 Biofiltration avancée	18
1.5 Impact de la température sur les procédés de traitement des eaux usées ...	24
1.6 Conditionnement et déshydratation des boues	25
1.6.1 Stabilisation / Conditionnement des boues.....	26

1.6.1.1	Conditionnement chimique	27
1.6.1.2	Conditionnement thermique	27
1.6.1.3	Conditionnement par gel	27
1.6.2	Déshydratation des boues	27
2	contexte, Hypothèse, objectifs et originalité.....	29
2.1	Contexte	29
2.2	Hypothèse	29
2.3	Objectifs	31
2.4	Originalité.....	32
3	Méthodologie.....	33
3.1	Démarche méthodologique	33
3.2	Matériel et méthodes	34
3.2.1	Échantillonnage et conservation des eaux usées	34
3.2.2	Caractérisation des eaux usées.....	35
3.2.3	Traitement primaire des eaux usées	37
3.2.4	Traitement secondaire des eaux usées	39
3.2.4.1	Unité expérimentale	39
3.2.4.2	Phases de traitement	40
3.2.5	Déshydratation des boues	42
3.2.6	Méthodes analytiques	43
3.2.6.1	Mesure du pH, température et oxygène dissous	43
3.2.6.2	Analyse de la DCO, de l'azote ammoniacal, des phosphates, des nitrates et des nitrites	43

3.2.6.3	Analyse de la DBO et des CF	45
3.2.6.4	Analyse des MES	45
3.2.6.5	Mesure de la turbidité	45
3.2.6.6	Méthodes statistiques	46
4	Résultats et discussion	49
4.1	Caractérisation des eaux usées.....	49
4.1.1	Ajout des boues primaires ou secondaires.....	49
4.1.2	Ajout du surnageant des boues	50
4.1.3	Ajout de la solution synthétique issue de la méthode Syntho	51
4.2	Traitement primaire.....	52
4.2.1	Décantation primaire avec ajout de coagulants	52
4.2.2	Décantation primaire sans ajout de coagulant.....	53
4.3	Traitement secondaire.....	57
4.3.1	Période d'acclimatation	57
4.3.2	Traitement en mode continu	61
4.3.2.1	Enlèvement de la DCO en mode continu.....	62
4.3.2.2	Enlèvement des MES.....	65
4.3.2.3	Enlèvement de l'azote et du phosphore.....	67
4.3.2.4	Enlèvement des coliformes fécaux	74
4.4	Déshydratation des boues	75
4.5	Étude de cas : Village de Salluit.....	77
4.5.1	Bassin de rétention des eaux usées.....	79
4.5.2	Bassin de décantation (primaire).....	79

4.5.3	Bassin de traitement biologique	79
4.5.4	Lit de gel / dégel.....	80
5	Conclusion et Recommendations	83
6	Références.....	87
ANNEXE 1	97
ANNEXE 2	99
ANNEXE 3	101

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation du village de Salluit (Kativik School Board, 2016).....	2
Figure 2	Systèmes de biofiltration conventionnelle et avancée (Blais, 2016).....	14
Figure 3	Étapes de formation du biofilm : 1- Adsorption; 2- Immobilisation; 3- Consolidation ; 4- Colonisation; 5- Érosion et dispersion (Amgar, 2013).....	15
Figure 4	Lit de percolation (Satin et al., 2010).....	17
Figure 5	Supports en plastique (K1, K2 et K3).....	19
Figure 6	Approche expérimentale.....	34
Figure 7	Tests de décantation primaire avec le Jar-Test.....	38
Figure 8	Unité expérimentale de traitement biologique.....	40
Figure 9	Phases de traitement secondaire.....	41
Figure 10	Turbidimètre Hach modèle 2100A.....	46
Figure 11	Évolution des teneurs initiales et finales en DCO _s et des abattements associés pendant le traitement par décantation des eaux usées dopées par la solution synthétique Syntho (TRH = 2 h).....	56
Figure 12	Formation de la biomasse pendant la phase d'acclimatation.....	57
Figure 13	Schéma chronologique des étapes du traitement secondaire.....	62
Figure 14	Abattement de la DCO _t au cours du traitement secondaire.....	64
Figure 15	Abattement de la DCO _s au cours du traitement secondaire.....	64
Figure 16	Abattement des MES au cours du traitement secondaire en mode continu (TRH = 4 h).....	66
Figure 17	Enlèvement des coliformes fécaux.....	74

Figure 18 Carte du village de Salluit indiquant les secteurs recommandables (en jaune) et à proscrire (en rouge) pour la construction de la station de traitement82

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Récapitulatif des systèmes actuellement en usage pour le traitement des eaux usées municipales dans un ensemble de communautés (Wootton et al., 2008a, 2008b, 2008c)	4
Tableau 2	Performances des marécages	12
Tableau 3	Propriétés des supports de type K1, K2 et K3	19
Tableau 4	Performances du procédé MBBR	21
Tableau 5	Récapitulatif des avantages et des inconvénients des différents procédés opérés à de basses températures	23
Tableau 6	Exemples de teneurs en solides totaux dans les boues avant et après traitement par gel/dégel (Farrell et al., 1970; Reed et Crites, 1984; Schleppenbach, 1984)	28
Tableau 7	Caractéristiques des eaux usées de la station de Québec après le pré-traitement	35
Tableau 8	Composition de la solution synthétique	37
Tableau 9	Méthodes analytiques de détermination des concentrations en nutriments.....	44
Tableau 10	Caractéristiques des eaux usées dans les collectivités nordiques (Yates, 2012).....	49
Tableau 11	Concentration en DCO des eaux usées avec l'ajout des boues primaires ou secondaires	50
Tableau 12	Évolution de la concentration en DCO du surnageant des boues après décantation	51
Tableau 13	Caractéristiques des eaux usées dopées par la solution Syntho	52
Tableau 14	Teneurs en DBO ₅ mesurées pour chaque méthode	52

Tableau 15	Variation de plusieurs paramètres des eaux usées dopées avec 7% de boues primaires après ajout de coagulants à des concentrations variables après 30 min de décantation.....	53
Tableau 16	Variation dans le temps de la DCO et du pH dans des eaux usées mélangées à 7% à des boues primaires	54
Tableau 17	Teneurs initiales et finales en DCO et DBO ₅ ainsi que les rendements d'enlèvement associés obtenus après 2 h de décantation des eaux usées dopées par la solution Syntho.....	55
Tableau 18	Abattement de la DCO au cours de la phase d'acclimatation.....	59
Tableau 19	Évaluation du TRH par des tests en mode batch	60
Tableau 20	Élimination de l'ammonium au cours du traitement secondaire en mode continu en présence du mélange eaux usées et solution Syntho (TRH = 4°C).....	69
Tableau 21	Élimination des phosphates au cours du traitement secondaire en mode continu en présence du mélange eaux usées et solution Syntho (TRH = 4°C).....	70
Tableau 22	Traitement des boues pas gel/dégel.....	76
Tableau 23	Variation de la température et des jours de gel et de dégel dans le village de Salluit entre 2002 et 2003.....	81

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ARK	Administration régionale Kativik
BA	Boues activées
<i>BOD</i>	<i>Biological oxygen demand</i>
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CF	Coliformes fécaux
CH ₄	Méthane
DCOt	Demande chimique en oxygène (totale)
DCOs	Demande chimique en oxygène (soluble)
COT	Carbone organique total
Ctot	Carbone total
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
EPS	Polysaccharides extracellulaires
FS	Filtres à sable
HDPE	Polyéthylène à haute densité
TRH	Temps de rétention hydraulique
INRS-ETE	Institut national de la recherche scientifique – Centre Eau, Terre et Environnement
IVB	Indice de volume des boues
MAMM	Ministère des Affaires Municipales et de la Métropole
MBBR	Bioréacteur avec support de biomasse en suspension
MES	Matières en suspension
MVES	Matières volatiles en suspension
NH ₄ -N	Azote ammoniacal
NO ₂ -N	Nitrite
NO ₃ -N	Nitrate
NTK	Azote total Kjeldahl
NT	Territoires du Nord-Ouest
N _{tot}	Azote total
NU	Nunavut

OD	Oxygène dissous
POR	Potentiel d'oxydo-réduction
P _{tot}	Phosphore total
<i>SGAR</i>	<i>Submerged Attached Growth Reactor</i>
<i>SM</i>	<i>Suspended matter</i>
ST	Solides totaux
SV	Solides volatils
T	Température
TC	Carbone total
TRH	Temps de rétention hydraulique
UTN	Unité de turbidité néphélogométrique
YK	Yukon

INTRODUCTION

Ce n'est qu'au milieu du 20^{ième} siècle que la gestion des eaux usées a été mise en place dans les territoires de l'Arctique Canadien. Cependant, elle doit faire face à plusieurs défis, dont l'expansion démographique et industrielle croissante et les changements climatiques (Yates, 2012). Les pratiques d'assainissement des eaux usées des petites collectivités résidant au Nord du Canada sont malheureusement souvent déficientes, ce qui a pour effet d'engendrer une dégradation du milieu environnant qui, à son tour, conduit à l'apparition de sérieux problèmes pour l'Homme et l'environnement. Différentes techniques de traitement des eaux usées conventionnelles ont été mises en œuvre dans l'Arctique Canadien avec des degrés de performances différents, soit par rapport au type du traitement proposé, ou encore à son acceptation et sa compréhension par les communautés (Grainge, 1969).

Par ailleurs, le climat extrêmement froid et le gel en place durant une grande partie de l'année font en sorte de restreindre considérablement les options technologiques de traitement des eaux usées pouvant être implantées dans ces collectivités (Alaska, Yukon, Territoires du Nord-Ouest et une portion de quelques provinces canadiennes à savoir Colombie Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Québec et Terre-Neuve). Il existe beaucoup d'incertitudes par rapport aux approches les plus appropriées pour la gestion des eaux usées issues de ces communautés et la façon dont les environnements arctiques vont répondre à l'augmentation des concentrations en éléments nutritifs et des volumes d'eau à traiter.

Le village de Salluit comprenant environ 1 347 habitants (en 2011), situé dans la région administrative du Nord-du-Québec et dans la région de Kativik (latitude: 62° 12' 0.02" N et longitude: 75° 38' 0.02" W – [Figure 1](#)), représente un cas exemplaire où la mise en place d'ouvrages d'assainissement des eaux usées serait très bénéfique. En effet, cette région est caractérisée par la présence de gel pendant une grande partie de l'année et par l'absence de moyens d'assainissement des eaux usées. La majorité des villages de ces régions stockent leurs eaux usées domestiques dans des fosses localisées dans les

résidences et les vidangent périodiquement. Les eaux usées vidangées sont ensuite disposées dans un site d'entreposage des déchets, entraînant des problèmes préoccupant de ruissellement des eaux usées non-traitées en période de dégel (Johnson et Wilson, 1999).



Figure 1 Localisation du village de Salluit (Kativik School Board, 2016)

Afin de limiter les impacts environnementaux potentiels liés à une gestion inadéquate des eaux usées dans un environnement nordique fragile, il est important de développer une technologie de traitement des eaux usées domestiques répondant aux exigences d'un contexte nordique (climat, difficulté d'approvisionnement, etc.).

1 REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Historique concernant la gestion des eaux usées dans le Nord

Plusieurs territoires, tels que le Nunavut (NU), le Yukon (YT), les Territoires du Nord-Ouest (NT), le Québec (Nunavik) et le Labrador (Nunatsiavut) sont aux prises avec une problématique concernant la gestion des eaux usées en territoire nordique. Toutes ces régions ont un climat extrêmement difficile et un hiver assez long.

L'établissement des communautés inuites dans le Nord du Canada est relativement jeune. Ce n'est qu'à partir de la seconde moitié du vingtième siècle que ces communautés ont commencé à se former. Leur mode de vie était anciennement caractérisé par des migrations en groupes de quelques familles seulement. C'est à compter des années 1950 et 1960 que des communautés se sont graduellement installées dans les territoires du Grand Nord. Les populations habitaient dans des maisons préfabriquées où les services en eaux potable et d'assainissement n'étaient pas fournis (Chabot et Duhaime, 1998). Dans certaines collectivités, les eaux usées sont disposées dans des milieux récepteurs utilisés aussi comme source d'eau potable, comme c'est le cas à Baker Lake (Wootton *et al.*, 2008).

Au Nord du Québec, l'introduction du régime municipal date seulement de la fin des années 1970 (Rees et Fenge, 1987). Ce n'est qu'à partir de 1983 que le Ministère des Affaires Municipales et de la Métropole (MAMM) a commencé à s'investir dans des projets d'infrastructures au Nunavik, ce qui a abouti en Juin 1999 à la signature de l'entente Isurruutinik qui est financée par le MAMM et dirigée par l'Administration régionale Kativik (ARK). Cette entente a pour objectif la mise en place de plusieurs installations de traitement des eaux usées afin de protéger l'environnement et la santé publique (Administration régionale Kativik et Société Makivik, 1999).

Bien qu'entre 1999 et 2010, des sommes de 20,4 M\$ et de 20,3 M\$ aient été investies dans les infrastructures pour le traitement des eaux potables et des eaux usées respectivement, les besoins essentiels en matière d'approvisionnement en eau potable

et de traitement des eaux usées n'étaient toujours pas comblés en 2010. Par conséquent, une nouvelle proposition a été mise en place pour les cinq années suivantes et qui visait à investir davantage, soit pour achever des installations déjà mises en place, soit pour en construire des nouvelles. Dans le cas du village de Salluit, un budget de 3,5 M\$ a été estimé pour achever les travaux déjà entrepris (Administration régionale Kativik et Service des travaux publics municipaux, 2010).

1.2 Mode de gestion actuel des eaux usées

À ce jour, près de 81 systèmes de traitement des eaux usées domestiques ont été mis en place au Nord du 55^{ième} parallèle suite aux démarches entreprises au cours des dernières décennies pour protéger un environnement nordique fragile. Le [Tableau 1](#) présente les techniques de traitement utilisées dans les différentes communautés nordiques équipées de systèmes de traitement.

Tableau 1 *Récapitulatif des systèmes actuellement en usage pour le traitement des eaux usées municipales dans un ensemble de communautés (Wootton et al., 2008a, 2008b, 2008c)*

Régions	Méthodes de traitement					
	Lagune facultatif	Lagune	Lagune et marais artificiel	Marais artificiel (dépôt sol)	Marais artificiel (dépôt océan)	Mécanique
Nunavut	2	7	8	3	1	3
Nord du quebec et Labrador	5	8	1	0	1	0
NT et YK	2	1	3	0	0	0

La majorité des 81 systèmes de traitement des eaux usées municipaux présents dans le Nord du Canada utilisent des lagunes, avec une période sans gel qui varie entre 2 à 6 mois. Plus de la moitié de ces systèmes comprend des marais naturels (Langstaff, 2011). Il existe plusieurs défis liés au traitement des eaux usées municipales dans les communautés situées dans le Grand Nord du Canada, tels que:

- L'éloignement et la difficulté d'accès à plusieurs de ces communautés;
- Les conditions climatiques extrêmement froides;
- Les coûts élevés en capitaux avec des ressources de construction et d'entretien des infrastructures limitées;
- La croissance démographique;
- La fonte du pergélisol causée par les changements climatiques (Doku et Heinke, 1995; Gunnarsdóttir *et al.*, 2013; Hayward *et al.*, 2014; Yates *et al.*, 2012).

Environnement Canada a lancé plusieurs études depuis 2009 qui se focalisent sur les performances actuelles des technologies de traitement des eaux usées dans le Nord et des facteurs qui peuvent les influencer, dans le but de recueillir des données qui permettront la conception de systèmes de traitement plus adaptés (Langstaff, 2011).

1.3 Réglementation

Le Grand Nord suscite des préoccupations très particulières en raison de son éloignement, de son environnement fragile et de ses conditions climatiques extrêmes. La réglementation en vigueur dans la région nordique stipule que les systèmes de traitement des eaux usées sur le territoire sont tenus de respecter les critères de qualité de l'effluent, qui sont de 180 mg/L pour les matières en suspension (MES) et de 120 mg/L pour la demande biochimique en oxygène (DBO₅) (Ragush *et al.*, 2015). Les normes proposées reflètent la qualité d'un effluent de niveau de traitement secondaire. L'objectif est de réduire les risques pour la santé, les écosystèmes, les ressources

halieutiques, en diminuant les concentrations des substances nocives se trouvant dans les eaux usées avant leur rejet au milieu récepteur.

Les normes de rejet des eaux usées dans le Nord peuvent être plus élevées que dans le Sud. Actuellement, la réglementation mise en place au sud du 55^{ième} parallèle concerne la DBO₅, les matières en suspension et l'azote ammoniacal qui ne doivent pas dépasser 25 mg DBO₅/L, 25 mg MES/L et 1,25 mg NH₄-N/L, respectivement (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2009). Cette réglementation ne peut pas encore être appliquée au nord du 55^{ième} parallèle en raison de la connaissance limitée des performances des systèmes existants (Ragush *et al.*, 2015). Des études ont été réalisées entre 2011 et 2015 pour recueillir plus d'informations qui permettront d'adapter les normes de performance aux conditions arctiques. La filière de traitement proposée dans ce projet visera à atteindre une qualité d'effluent respectant les normes prévues pour le futur, c'est-à-dire, les normes proposées au sud du 55^{ième} parallèle.

Afin de respecter les réglementations en vigueur au Nord du 55^{ième} parallèle et d'être en mesure de respecter les normes plus sévères qui pourraient être mise en place dans les prochaines années, il est important de développer et d'optimiser des filières de traitement des eaux usées domestiques répondant aux exigences d'un contexte nordique parfois hostile.

1.4 Technologies utilisées pour le traitement des eaux usées

Au cours de ces dernières décennies, de nombreux procédés de traitement des eaux usées domestiques ont été développés afin de respecter les réglementations mises en place concernant leurs rejets dans le milieu récepteur. Ce mémoire de Maîtrise présente les traitements déjà en usage en milieu nordique ou pouvant être applicables aux conditions nordiques extrêmes pour le traitement des eaux usées domestiques.

1.4.1 Bassins de stabilisation

Les bassins de stabilisation ont été longtemps utilisés dans l'Arctique Canadien pour le traitement des eaux usées (Dawson et Grainge, 1969). Il s'agit de dispositifs les plus répandus dans les milieux nordiques (Johnson et Cucheran, 1994; Wootton *et al.*, 2008), en raison de leurs faibles coûts d'exploitation (Smith, 1996). Anciennement, les bassins de stabilisation étaient davantage considérés comme moyens de gestion et d'entreposage des eaux usées plutôt que comme moyen de traitement des eaux usées (Yates *et al.*, 2014).

Le traitement des eaux usées dans une lagune résulte d'une combinaison complexe de processus physiques, chimiques et biologiques. Elles peuvent être sous forme d'un ou de plusieurs bassins dans lequel ou lesquels une grande partie de la pollution organique sera décomposée ou stabilisée en présence de microorganismes indigènes (Gloyna, 1971). Les climats nordiques influencent la conception, le fonctionnement et les performances d'épuration des lagunes (Prince *et al.*, 1995). Généralement, seules les lagunes facultatives et anaérobies sont applicables aux exigences spécifiques des collectivités du Nord en raison de la couche de glace qui se forme en surface et mène ainsi à des conditions anaérobies dans le milieu du bassin pendant les longues périodes de gel. Parmi les avantages liés à ces installations, nous pouvons citer la réduction des coûts d'exploitation, la faible demande énergétique, la disponibilité d'espace pour les implanter et la possibilité de répondre adéquatement aux besoins d'une population de petite taille (Smith *et al.*, 1983).

Dans une étude réalisée par Ragush *et al.* (2015), un suivi de l'enlèvement de la DBO_{5c}, des MES et de l'azote a été effectué dans quatre communautés du Nunavut pendant l'été. Les résultats ont montré que le traitement par lagune pouvait atteindre jusqu'à 80% d'enlèvement de la DBO_{5c} et des MES. Par ailleurs, aucun enlèvement significatif n'a été observé au niveau de l'enlèvement de l'azote ammoniacal total. Selon certaines études, l'élimination de l'azote et du phosphore dans les bassins de stabilisation peut être impactée dans les régions nordiques. Une étude d'évaluation de la performance d'une lagune à Yellowknife (NT) a aussi montré qu'aucune élimination d'azote et de

phosphore n'a été observée (Soniassy et Lemon, 1986). Clark *et al.* (1970) ont également signalé que l'élimination des nutriments dans les étangs aérés ne se produisait pas en hiver. Houweling *et al.* (2007) ont rapporté que les procédés de traitement lagunaires dans les régions froides subissent une réduction du taux d'abattement de l'ammonium à cause du ralentissement du processus de nitrification causé par la baisse de température. De plus, les boues vont s'accumuler plus rapidement à des températures relativement faibles, en raison du fait que le taux de dégradation de la matière organique décantée devient plus faible (Federation of Canadian Municipalities and National Research Council, 2004).

Étant donné que l'efficacité des bassins de stabilisation s'avère parfois insuffisante, des alternatives ayant pour but de compenser le traitement ont été suggérées et testées. À titre d'exemple la technologie SGAR® (Submerged Attached Growth Reactor) ou réacteur avec support de biomasse fixe a été testée à Mentone dans le Comté de Kosciusko en Indiana. L'objectif était d'obtenir une meilleure qualité de l'effluent sans pour autant changer de procédé. Cette technologie consiste en un lit de gravier avec un flux hydraulique horizontal qui vient compléter le traitement lagunaire et qui permet d'obtenir une nitrification tout au long de l'année, même à des températures allant jusqu'à 0,5°C (Vieira *et al.*, 2012). Gloyna (1971) a rapporté que des expériences en Alaska réalisées par le centre de recherche sur la santé en arctique et les services de santé publique ont montré que l'utilisation des systèmes d'aération submergés dans les bassins de stabilisation pouvait améliorer leur efficacité. Les résultats obtenus à partir de ces systèmes suggèrent toutefois que cette technologie est appropriée pour ces conditions climatiques. En conséquence, la conception actuelle des bassins de stabilisation dans les régions froides devrait être revue pour assurer un meilleur fonctionnement qui permettrait de répondre aux objectifs du traitement. Un agencement de plusieurs étangs ou l'ajout d'un système d'aération pourrait aider à améliorer le traitement.

1.4.2 Marécages artificiels/naturels

Nombreuses sont les collectivités qui utilisent les marécages artificiels comme procédés de traitement des eaux usées dans le Nord (Wootton *et al.*, 2008; Yates *et al.*, 2010). Ces traitements sont basés sur le cycle biogéochimique naturel des plantes, des périphytons et du sol entraînant la minéralisation de la matière organique contenue dans les eaux usées (Knox *et al.*, 2008).

Les marécages naturels utilisés pour le traitement des eaux usées municipales sont très différents des marécages artificiels. L'utilisation des marécages artificiels dans les zones tempérées et tropicales devient de plus en plus intéressante en raison de leurs faibles coûts et de leur viabilité (Denny, 1997; Vymazal, 2010). Les marécages artificiels sont des marais construits par l'Homme avec des dimensions, une porosité, un écoulement, un temps de rétention hydraulique et un design bien étudiés pour atteindre des niveaux de traitement prédéterminés (Akratos et Tsihrintzis, 2007; Kadlec et Wallace, 2008; Vymazal, 2010). Les marécages naturels, quant-à-eux, sont très différents avec certains aspects plus particuliers. En effet, ils se sont développés suite à un processus naturel et n'ont pas été créés pour atteindre une performance précise. Chaque marais naturel a ses caractéristiques uniques et peu d'informations sont disponibles concernant leur hydrologie, leur porosité, leur sol, leur profondeur et bien d'autres paramètres pouvant influencer le traitement des eaux usées. Les marais naturels retrouvés en aval des bassins de stabilisation se sont, dans plusieurs cas, développés à cause du relargage des nutriments et de la matière organique se trouvant dans les bassins de stabilisation, qui ont procuré des conditions favorables pour la croissance et l'établissement d'une végétation (Doku et Heinke, 1995; Yates, 2012).

Les études réalisées précédemment montrent que la plupart des systèmes de traitement par marécage en milieu arctique sont combinés à des lagunes (Tableau 2). Le rôle principal de ces procédés est d'assurer une meilleure qualité de l'effluent. Le climat nordique influence bien évidemment le rendement du procédé, d'où l'idée de stocker les eaux usées dans les lagunes pendant tout l'hiver et de ne procéder au déchargement qu'après le dégel. La majorité des marais naturels en milieux nordiques sont le résultat

du déversement de l'effluent provenant des lagunes (riche en matières organiques et en nutriments).

Les études réalisées par Kadlec *et al.* (2008) et Hayward *et al.* (2015) ont montré de très faibles rendements par rapport à l'enlèvement de l'azote total et du phosphore total dans des marais naturels, avec des rendements atteignant 18-30% pour l'azote total et 25-33% pour le phosphore total. À l'instar de ces études, Knight *et al.* (2000) ont montré que la température influence de façon importante la réduction de l'azote. L'enlèvement du phosphore semble un peu moins impacté et aucun effet significatif n'a été observé pour l'enlèvement de la DBO₅ et des MES. Ces résultats suggèrent que la température froide ne favorise pas l'activité des bactéries nitrifiantes, ce qui mène à une faible nitrification. D'autre part, l'étude réalisée par Yates *et al.* (2012) sur six marais naturels a permis d'avoir un enlèvement variant de 84% à 99% pour l'azote total et de 80% à 99% pour le phosphore total. L'étude de Hong *et al.* (1995) a aussi permis l'obtention d'un taux d'enlèvement de 89,8% pour l'azote total et de 91,3% pour le phosphore total dans le cas d'un marais artificiel à écoulement horizontal. Cette même étude a permis de mettre en évidence la baisse de la volatilisation du NH₄-N et du transfert de l'oxygène à travers la couche air-eau pendant l'hiver à cause de la couche de glace formée à la surface. Cependant, la précipitation de l'azote organique et de l'azote ammoniacal à la surface du sol favorise le mécanisme d'absorption du NH₄-N dans le sol (Hong et Weiran, 1995).

Reed *et al.* (1984) ont conclu, sur la base de plusieurs données, que les marécages artificiels étaient l'une des meilleures solutions envisageables pour le traitement des eaux usées dans des climats extrêmement froids (Reed et Crites 1984). Cependant, malgré les performances satisfaisantes de ces procédés dans les conditions climatiques extrêmes de ces régions, il serait imprudent de suggérer que ces méthodes puissent être suffisantes dans le futur en raison de la croissance démographique et des implications inconnues du changement climatique (Yates *et al.*, 2012). De plus, pour pouvoir maintenir une efficacité à long terme des marécages, il serait nécessaire de bien comprendre les processus biologiques, chimiques et hydrologiques et de maintenir un

suivi régulier. Malheureusement, les techniciens spécialisés sont plutôt rares dans ces régions, ce qui constitue l'une des nombreuses raisons pour lesquelles un fonctionnement inapproprié survient généralement peu de temps après la construction. Par conséquent, il existe un besoin critique de recherche et de formation pour renforcer l'exploitation durable de ces systèmes.

Tableau 2 Performances des marécages

Région	Type	Conditions opératoires	Rendement d'élimination (%)						Commentaires	Références	
			cDBO ₅	DCO	MES*	C _{tot} **	<i>E. coli</i>	N _{tot}			P _{tot}
<i>Kivalliq, Inuvialiat</i> (n = 6)	Naturel	Écoulement horizontal en surface Échantillonnage effectué en été (entre le 21 Juin et le 24 septembre) T _{moy} = 6,4°C	47-94	57-96	39-98	>99	>99	84-99	80-99	Les résultats représentent la moyenne de 6 marais	Yates <i>et al.</i> (2012)
<i>Chesterfield inlet</i>	Naturel	Écoulement horizontal en surface T = -11°C (moyenne annuelle)	94,9	-	96,1	-	-	-	92,6	Eaux usées brutes	Chouinard <i>et al.</i> (2014)
<i>Paulatuk</i> (en aval d'une lagune)		Écoulement horizontal en surface T = -9,2°C (moyenne annuelle)	95	-	91,4	-	-	-	98,3	Système hybride (en aval d'une lagune)	
<i>Tianjin (Chine)</i> (flux vertical)	Artificiel	Écoulement vertical (T _{moy} = -6,9°C)	54	39	44	-	-	30	44	Affluent constitué à 70% d'eaux industrielles et 30% d'eaux municipales (traitement primaire)	Hong et Weiran (1995)
		Écoulement horizontal en surface (T _{moy} = -6,9°C)	97,4	82,9	87,2	-	-	89,8	91,3		
<i>Coral Harbor***</i>	Naturel	Écoulement horizontal en surface Juillet : Température entre 5°C et 14°C Janvier : -26°C et -34°C	74	-	-	-	88	34	25	Système hybride (en aval d'une lagune) Données relevées au mois de juillet	Hayward et Jamieson (2015)
Village d'Alfred (Ontario)	Naturel	Écoulement horizontal en surface T = 19 ± 7°C	34	-	92,5	-	-	-	89,9	Système hybride (en aval d'une lagune)	Cameron <i>et al.</i> (2003)
Brighton (Ontario)	Naturel	Écoulement horizontal en surface T = 11,7 ± 0,4°C	40,7	-	45,5	-	-	18,5	32,5	Système hybride (en aval d'une lagune)	Kadlec et Wallace (2008)

1.4.3 Procédés de biofiltration

Comme tous les traitements biologiques, la biofiltration est un procédé de traitement basé sur l'utilisation de microorganismes qui dégraderont la matière organique. Il existe, cependant, une petite différence entre la biofiltration et les procédés biologiques conventionnels. En effet, dans le cas de la biofiltration, la biomasse reste fixe et c'est l'eau usée qui devient mobile. C'est en 1868, qu'une première étude de traitement des eaux usées municipales fut réalisée à Londres en présence de colonnes remplies de gravier et de tourbe. C'était le premier pas vers la biofiltration même si cette étude fut un échec. Quelques années plus tard W.J. Dibdin et D. Cameron ont réussi en 1896 à développer des lits de percolation, appelés dans ce temps « septic tank ». Les recherches ont été poursuivies dans ce sens et plusieurs améliorations ont été apportées sur ces biofiltres. Deux brevets ont été remis à Weingand en 1900 et Poujoulat en 1916. Weingand a inventé un réacteur avec un cylindre mobile en bois et Poujoulat, quant à lui, a proposé l'utilisation de scories agglomérées ou de briques poreuses sous forme d'un cylindre creux tournant autour de son axe horizontal (Verma *et al.*, 2006 ; Vigne, 2007). Au début du 20^{ème} siècle, l'apparition des supports en plastique a encouragé les recherches dans le domaine de biofiltration. Les supports de biomasse ont été utilisés avec succès dans le traitement de l'eau depuis plus d'un siècle (Atkinson, 1974). Cependant, il a fallu attendre le début des années 1980 pour en apprendre davantage sur les avantages et les inconvénients de ce type de bioprocédé. Ces procédés sont devenus un centre d'intérêt pour un nombre considérable de chercheurs, non seulement dans le domaine du traitement de l'eau, mais aussi dans le domaine des biotechnologies (Lazarova et Manem, 1995). Il existe plusieurs procédés de biofiltration qui sont classés selon deux catégories principales : conventionnel et avancé tel qu'illustré en [Figure 2](#).

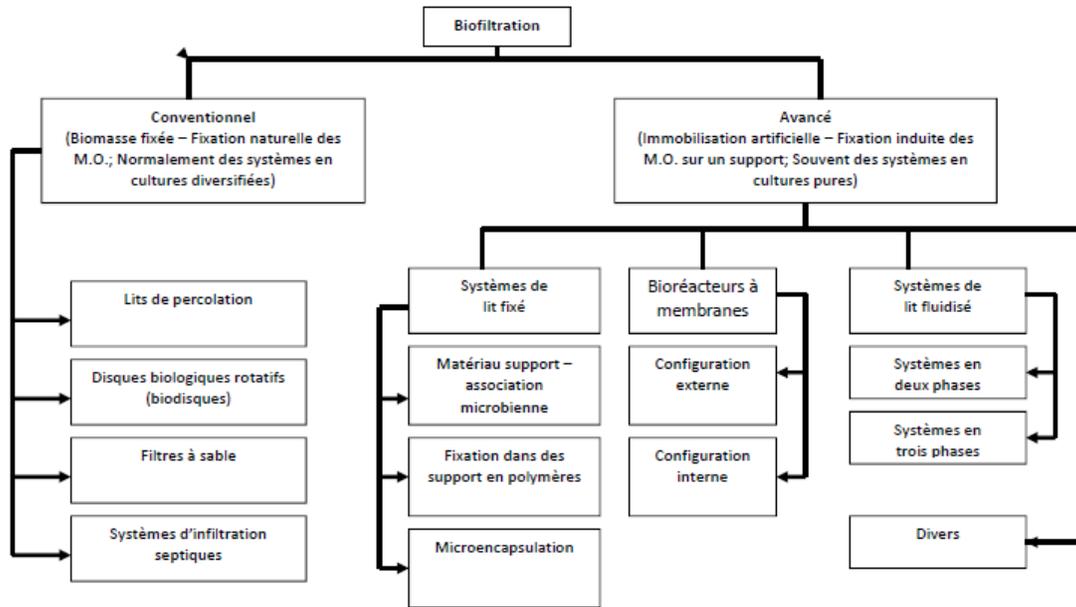


Figure 2 Systèmes de biofiltration conventionnelle et avancée (Blais, 2016)

Le biofilm peut être défini par une communauté composée de microorganismes et de polysaccharides extracellulaires (EPS) attachée à une surface (O'Toole *et al.*, 2000). Il est capable de se développer sur plusieurs surfaces. Pour se former, il passe par un ensemble d'étapes et de mécanismes décrits à la [Figure 3](#). Tout d'abord, les microorganismes doivent s'adsorber sur une surface. Avant de l'atteindre, plusieurs forces vont entrer en jeu pendant le transport (diffusion, mouvement brownien, convection, etc.). Une fois à destination, une adhérence initiale va se produire et des micro-colonies vont se former et s'agrandir au fur et à mesure. Une fois que les microorganismes sont bien immobilisés sur le support, une consolidation et une colonisation vont avoir lieu. Un bon nombre de paramètres peuvent contrôler ces mécanismes tels que le pH, la disponibilité des nutriments et le type du média.

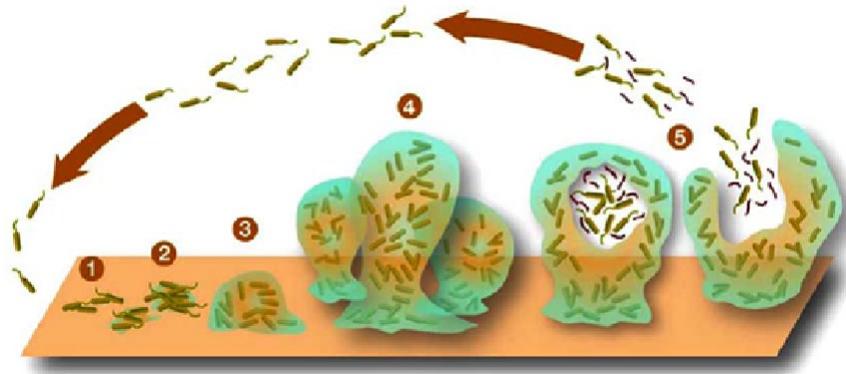


Figure 3 Étapes de formation du biofilm : 1- Adsorption; 2- Immobilisation; 3- Consolidation ; 4- Colonisation; 5- Érosion et dispersion (Amgar, 2013)

1.4.3.1 Biofiltration conventionnelle

Les procédés de traitement résidentiels, considérés comme secondaires parce qu'ils sont toujours situés en aval des fosses septiques, se sont répandus dans les régions de l'Amérique du Nord dans les années 1980. Depuis, leur utilisation s'est largement répandue (Williamson, 2010). Larsen Consulting Group a rapporté qu'il existe plus de 300 systèmes à Anchorage, Alaska (L.C.G., 2008). Il existe plusieurs types de procédés de biofiltration conventionnelle incluant les filtres à sable et les lits de percolation.

- **Filtre à sable**

Le filtre à sable est un procédé de traitement des eaux usées qui est effectué à l'aide de moyens physiques, chimiques et biologiques et surtout par des microorganismes fixés au milieu filtrant (Anderson *et al.*, 1985). Les filtres à sable (FS) représentent une alternative intéressante, peu coûteuse et durable pour le traitement des eaux usées issues des petites collectivités. En outre, les FS fonctionnant sans électricité pourraient être une option économique pour les 2,5 milliards de personnes qui ne possèdent pas encore un système d'assainissement (WHO et UNICEF, 2013). L'efficacité du traitement repose principalement sur les propriétés physiques et chimiques du filtre, ainsi que sur le métabolisme des bactéries présentes dans le biofilm. Par ailleurs, il présente aussi

plusieurs inconvénients, tels que des besoins d'entretien, des problèmes d'odeurs et des potentielles pertes d'efficacité lors de baisses de la température (Blais, 2016).

Le fonctionnement saisonnier des FS est particulièrement important dans les climats froids, car l'efficacité de dégradation biologique peut être faible pendant l'hiver (Olson *et al.*, 2005 ; Pundsack *et al.*, 2001). En effet, il a été reconnu que la température est un paramètre important qui influence la performance des filtres à sable (Gold *et al.*, 1989; Grantham *et al.*, 1949; Loudon *et al.*, 1985). Certains auteurs indiquent que les performances des FS sont affectées différemment par les conditions climatiques, en particulier l'élimination des virus a tendance à diminuer pendant la période froide. Converse *et al.* (1999) ont évalué la performance de 47 filtres à sable dans des climats nordiques et ont rapporté que la moyenne de réduction de la charge polluante contenue dans les affluents est de 96% pour les solides en suspension, 98% pour la DBO et de 37% pour l'azote total. L'enlèvement de l'ammonium est fortement influencé par la température contrairement à la DBO. Les filtres à sable semblent donc être un moyen très efficace pour la réduction de la charge organique ainsi que la matière en suspension. Cependant, ces procédés restent moyennement efficaces pour le traitement de l'azote, qui est un paramètre important à prendre en considération dans les régions nordiques.

- **Lits de percolation**

Un lit de percolation, aussi appelé lit bactérien, est un réacteur biologique rempli de support (exemple : gravier, plastique, scorie) sur lequel le biofilm va pouvoir se former. La [Figure 4](#) montre un schéma en coupe d'un lit bactérien. Parmi les caractéristiques qui influencent le traitement, nous pouvons citer la profondeur du lit, la charge hydraulique et les caractéristiques du support.

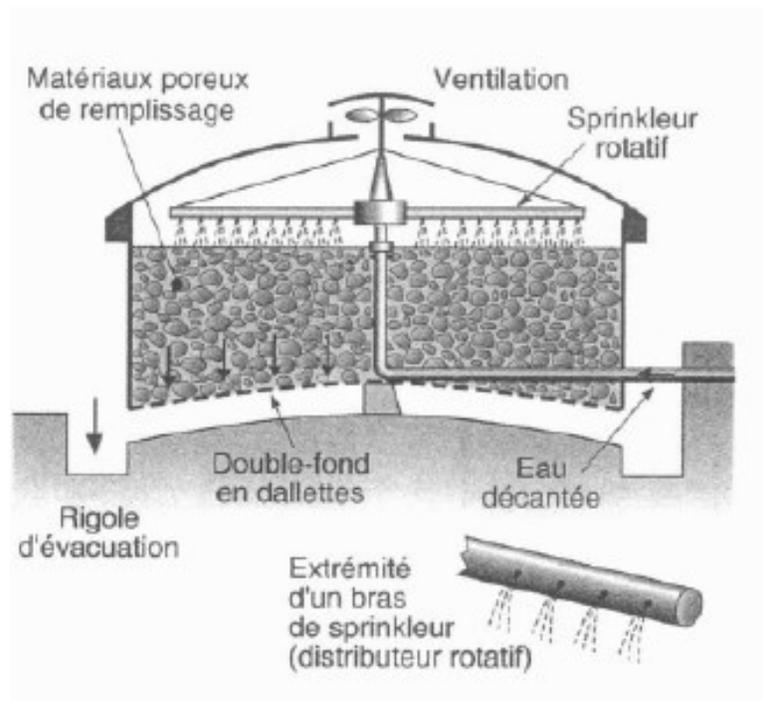


Figure 4 Lit de percolation (Satin et al., 2010)

Les lits de percolation sont des systèmes de traitement aérobie qui éliminent les matières organiques en faisant ruisseler les eaux usées à travers le garnissage sur lequel le biofilm est attaché (Metcalf et Eddy, 2003). Plusieurs études ont montré qu'il existe différents paramètres dont la charge hydraulique, la charge organique et la température qui peuvent affecter l'efficacité du traitement (Gebert et Wilderer, 2000). Cependant, ces procédés de traitement présentent plusieurs avantages. En effet, leur consommation énergétique est faible. Ils peuvent traiter de fortes charges de polluants et ils ne nécessitent pas beaucoup d'entretien. Le lit bactérien peut ainsi être utilisé comme procédé tertiaire de nitrification pour le traitement des eaux usées (Lekang et Kleppe, 2000).

Williamson (2010) a étudié l'efficacité de ces systèmes dans le traitement des eaux usées en Alaska. Les résultats de cette étude ont montré que ces procédés permettent d'améliorer considérablement la qualité de l'effluent. Cependant, la période

d'échantillonnage (fin d'hiver - début de printemps) laisse quand même quelques inquiétudes concernant leur efficacité pour le reste de l'année (Williamson, 2010).

1.4.3.2 Biofiltration avancée

La biofiltration avancée ou biofiltration aérobie à lit fixe est une technologie assez récente. Il existe plusieurs types de biofiltre actuellement en usage dont Biofor, Biodrof, Biocarbone, Kaldnes, etc. (Blais, 2016). Le procédé Kaldnes ou bioréacteur avec support de biomasse en suspension (MBBR) a été développé en Norvège à la fin des années 1980 et au début des années 1990 (Ødegaard *et al.*, 1994). Il est protégé par plusieurs brevets et a reçu un énorme succès à travers le monde entier pour le traitement des eaux usées municipales et industrielles. Les MBBRs utilisent des supports de biofilm en matière plastique présentant une grande surface spécifique.

Ce procédé a été développé en combinant les meilleures caractéristiques du procédé de boues activées et des procédés de biofiltration. Contrairement à la plupart des procédés conventionnels de biofiltration, le MBBR utilise la totalité du volume du bioréacteur pour la croissance de la biomasse. Étant donné que le biofilm reste attaché aux supports qui se déplacent librement dans le bioréacteur, il n'y a pas besoin d'une part, de recirculer les boues comme c'est le cas pour les procédés des boues activées (Rusten *et al.*, 2006) et d'autre part, la séparation liquide/solide est plus efficace. L'objectif de ces procédés est de dissocier l'âge des boues du temps de séjour hydraulique (Kinner *et al.*, 1988).

Ce procédé combine à la fois les avantages d'un biofilm attaché et en suspension, ce qui lui donne les avantages suivants (Borkar *et al.*, 2013):

1. Procédé compact ;
2. Plus grande capacité de traitement ;
3. Enlèvement efficace des MES ;
4. Caractéristiques de décantation améliorée (favorise la formation de floccs, ce qui améliore la décantation lors de l'étape de séparation solide/liquide qui suit) ;
5. Temps de rétention des boues plus long ;

6. Amélioration de la stabilité du processus ;
7. Faible perte de charge ;
8. Pas besoin de rétrolavage périodique ;
9. La production de boues réduite ;
10. Aucun problème avec le foisonnement des boues.

Il existe plusieurs types de supports qui ont été développés par la compagnie AnoxKaldnes pour permettre la croissance de la biomasse (Figure 5). Les caractéristiques des supports de type K1, K2 et K3 sont présentées au Tableau 3. Dans cette étude, le bioréacteur a été opéré avec des supports de type K1.

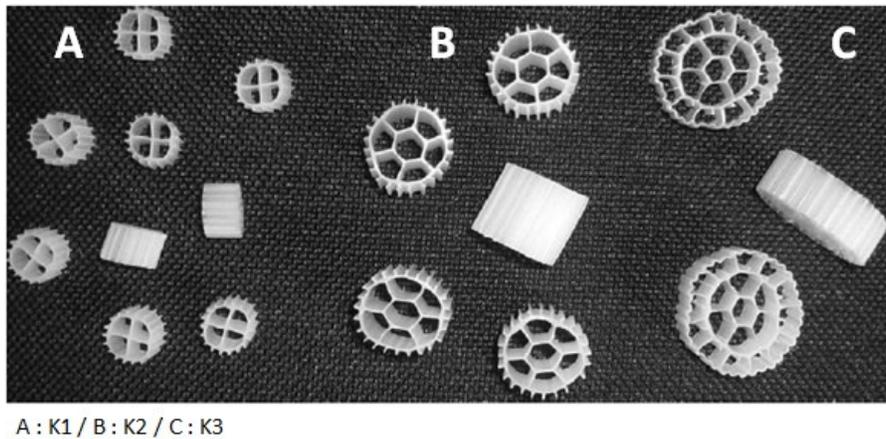


Figure 5 Supports en plastique (K1, K2 et K3)

Tableau 3 Propriétés des supports de type K1, K2 et K3

Caractéristiques	Types de support		
	K1	K2	K3
Diamètre (mm)	9,1	15	25
Hauteur (mm)	7,2	15	12
Densité apparente (kg/m ³)	150	95	100
Surface spécifique (m ² /m ³)	500	350	500

Cette technologie est souvent combinée à un autre procédé de traitement. Le couplage est réalisé par l'ajout de supports en plastique dans le bassin. Le biofilm va se former sur ces supports. L'affluent va donc subir à la fois le traitement habituel (par exemple boues activées) ainsi qu'une biofiltration en raison de la présence des supports en suspension. Le [Tableau 4](#) présente un récapitulatif des performances des MBBRs couplés à d'autres procédés de traitement en conditions nordiques. Une étude réalisée par Di Trapani *et al.* (2013) a permis d'évaluer les performances d'un procédé hybride de boues activées (BA) et de MBBR. Les résultats de cette étude montrent une nette amélioration par rapport à l'élimination de la matière organique et de l'ammonium et ce, à une température de 9,7°C, avec une réduction de 60% de la DCO₅ et de 84% de l'azote ammoniacal. Cet abattement reste approximativement le même à 11°C et augmente un peu plus à 13°C (Di Trapani *et al.*, 2013). Les résultats des différentes études montrent que le couplage de certains procédés tels que les boues activées avec une biofiltration avec support de biomasse en suspension permet d'améliorer l'efficacité du traitement. Wijffels *et al.* (1995) ont rapporté que les bactéries nitrifiantes retrouvées dans des biofilms attachés sont moins sensibles aux variations de température entre 2°C et 32°C comparativement à celles présentes en suspension. Ce procédé est caractérisé par un rendement en nitrification particulièrement bon comparé aux autres traitements déjà mentionnés (lagunes, marais naturels, filtre à sable).

Tableau 4 Performances du procédé MBBR

Caractéristiques	Type de support	Temp. (°C)	Élimination (%)					Références
			DCO	DBO ₅	N _{tot}	NH ₄ -N	P _{tot}	
Combiné avec des boues activées	Kaldnes K1	9,7	60	-	-	83,9	-	Di Trapani <i>et al.</i> (2013)
		11,5	62	-	-	81,2	-	
		13,8	69	-	-	96,9	-	
Combiné avec un bioréacteur à membranes	Kaldnes K1	22,6	94	-	51	-	81	Liu <i>et al.</i> (2010b)
Combiné avec un contacteur biologique rotatif	FLOCOR-RMP®	5-15	73	83	-	72	-	Andreottola <i>et al.</i> (2000)
Combiné avec des boues activées	Kaldnes K1	11-12	77	-	-	99,6	-	Di Trapani <i>et al.</i> (2011)

Il existe plusieurs études qui ont testé la performance du MBBR sans couplage. Dans une étude d'Ødegaard *et al.* (1994), aucune augmentation significative de nitrification n'a été constatée en augmentant la température de 5°C à 20°C. Ceci est probablement dû à l'augmentation de la teneur en oxygène dissous par la baisse de température. Par ailleurs, de nombreuses autres expériences ont montré une forte diminution des taux de nitrification à de basses températures (Delatolla *et al.*, 2011; Houweling *et al.*, 2007; Painter *et al.*, 1983; Sharma *et al.*, 1977; Wessman *et al.*, 2006). Hoang *et al.* (2014), quant à eux, ont appliqué des chocs de température en augmentant brusquement cette dernière à 20°C pendant que le bioréacteur opérait à 1°C. Ce changement brusque de température n'a pas affecté le MBBR qui était capable de se rétablir rapidement. Ces résultats démontrent la capacité du système MBBR à effectuer une nitrification à long terme dans des conditions semblables à celles de l'hiver du Nord Canadien (Hoang *et al.*, 2014).

Le [Tableau 5](#) présente les différents avantages et inconvénients des technologies suggérées. Le procédé de traitement par MBBR a fait preuve d'efficacité et ce, même à des températures relativement basses. Cette technologie a été sélectionnée afin de tester son efficacité en tant que traitement secondaire de la filière proposée dans ce projet.

Tableau 5 Récapitulatif des avantages et des inconvénients des différents procédés opérés à de basses températures

Procédé	Avantages	Inconvénients
Lagunes	<ul style="list-style-type: none"> • Facile à opérer • Très faibles coûts d'exploitation • Permet le stockage de volumes d'eau importants 	<ul style="list-style-type: none"> • Grande production de boues, surtout en hiver • Ne permet pas d'obtenir une élimination significative des nutriments • Nécessite beaucoup d'espace • Nécessite une grande surface
Marécages naturels	<ul style="list-style-type: none"> • Facile à opérer • Très faibles coûts d'exploitation • Permet d'améliorer la qualité de l'effluent issu des lagunes • Les systèmes hybrides (lagune/marais) permettent d'atteindre un enlèvement efficace des virus 	<ul style="list-style-type: none"> • Indisponibilité de données relatives au procédé (hydrologie, porosité, sol, profondeur, etc.) • Milieu favorable pour les plantes invasives
Biofiltration conventionnelle	<ul style="list-style-type: none"> • Disponibilité du matériel filtrant • Bonne élimination des bactéries • Facile à opérer 	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessite un lavage périodique • Sensibilité importante à la température
Biofiltration avancée (MBBR)	<ul style="list-style-type: none"> • Système très compact • Bonne capacité d'élimination de la matière organique et de nitrification • Facile à opérer • Faible perte de charge 	<ul style="list-style-type: none"> • Aucune élimination de phosphore • Diminution du rendement avec la diminution de la température • Coûts d'aération élevés

1.5 Impact de la température sur les procédés de traitement des eaux usées

La température représente souvent un paramètre clef pour les procédés d'assainissement. Elle affecte les réactions chimiques, physiques et biologiques (Takakuwa, 1999). Elle pourrait aussi avoir un impact sur les procédés physiques, tels que le taux de transfert de gaz et les caractéristiques de décantation (Metcalf et Eddy, 2003).

Dans les zones froides, se posent certaines contraintes telles que les charges excessives de neige, la formation de glace et le gel des différentes composantes des systèmes d'assainissement. D'ailleurs une étude, réalisée par l'agence de protection environnementale des États-Unis a indiqué que le gel et le froid sont à l'origine de la majorité des déficiences rencontrées dans les systèmes d'assainissement et conduisent souvent à des coûts élevés d'exploitation et d'entretien (USEPA, 1982). Ces problèmes peuvent être regroupés en quatre catégories :

- La formation de glace dans les composantes des procédés ;
- L'accumulation de la neige sur les infrastructures et les équipements ;
- Le changement de la viscosité des eaux usées ;
- Le ralentissement des réactions dans les processus physiques, chimiques et biologiques (Reed *et al.*, 1985).

Le froid n'est pas le seul obstacle rencontré dans le Nord, la fonte du pergélisol a aussi son importance. Selon Warren *et al.* (2005), la fonte du pergélisol causée par les changements climatiques aurait des conséquences sur la santé publique. Nuttall (2000) a rapporté que la fonte des neiges pourrait améliorer le traitement des eaux usées. Cependant, le problème d'infiltration risque de contaminer et de dégrader l'environnement et ainsi de porter atteinte à la santé de l'Homme et/ou l'environnement.

Jansen *et al.* (1992) ont montré, selon une étude réalisée au Danemark, que la capacité de nitrification dépend fortement de la température. Chiemchaisri et Yamamoto (1993) ont aussi démontré l'effet de la diminution de la température sur le processus de nitrification, qui diminue de façon très significative dans un bioréacteur à séparation membranaire.

La température de l'eau pourrait aussi avoir un impact sur le procédé de désinfection en présence de chlore. Johnson *et al.* (1979) ont constaté qu'à une température inférieure à 5°C, il faut 83% plus de chlore pour atteindre le niveau de désinfection obtenu à 15°C (Johnson *et al.*, 1979). Par ailleurs, plusieurs études ont montré que la température de l'affluent n'affecte pas l'enlèvement de la DBO₅ (Chien-Lin, 2003; Converse, 1999; Gebert et Wilderer, 2000).

1.6 Conditionnement et déshydratation des boues

Lors du traitement des eaux usées, des quantités importantes de boues sont produites et récupérées suite aux procédés de séparation solide-liquide. Une fois générées, ces boues doivent être gérées de manière adéquate et sécuritaire. Au Québec, des normes et critères de référence sont définis par le guide élaboré par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques pour favoriser la valorisation des boues et des matières résiduelles fertilisantes. En ce qui concerne l'élimination des boues, un pourcentage de solides totaux requis a été défini pour des raisons bien précises (USEPA, 1983) :

- Épandage : > 3% de solides totaux pour réduire les coûts de transport ;
- Enfouissement : > 10% de solides totaux pour le respect des réglementations ;
- Incinération : > 26% de solides totaux pour réduire la quantité de carburant nécessaire pour l'évaporation de l'eau.

Le traitement des boues se fait soit pour les éliminer soit pour les valoriser. Pour ce faire, le schéma généralement adopté comporte la stabilisation, l'épaississement, le conditionnement et la déshydratation.

La stabilisation des boues est une unité d'opération clé de la filière de traitement des boues, affectant fortement la quantité et la qualité des boues produites (Tomei *et al.*, 2016). L'usage actuel des boues se concentre principalement sur la production de biogaz par une digestion anaérobie (Montusiewicz *et al.*, 2010). La bonne gestion des boues d'épuration implique des étapes d'élimination de l'eau pour diminuer les volumes de boues à traiter ou à disposer. Des études se sont intéressées à l'amélioration des procédés de conditionnement et de déshydratation pour accélérer l'hydrolyse des boues (Elliott et Mahmood, 2007). Les procédés de conditionnement sont majoritairement employés pour la perturbation des cellules qui vont relâcher dans la phase liquide des substances polymériques extracellulaires (EPS), incluant des polysaccharides, des protéines et des lipides (Bien *et al.*, 2004). Le conditionnement peut être réalisé chimiquement, thermiquement, par congélation, par solvant et par d'autres méthodes. La déshydratation des boues s'effectue principalement par centrifugation, filtration (sous vide, sur presses à plateaux, sur bandes-presseuses), ou bien par séchage sur lit de sable ou de gel/dégel. Certains de ces traitements sont discutés plus en détails dans ce manuscrit.

1.6.1 Stabilisation / Conditionnement des boues

Le conditionnement est une étape importante qui permet de casser la stabilité colloïdale des particules et de faciliter ainsi la déshydratation des boues. McNulty *et al.* (1980) et Shimizu (1980) ont montré que l'augmentation de la température a un effet bénéfique sur le conditionnement des boues. Chaque procédé de conditionnement a un mécanisme particulier permettant d'endommager la cellule. Les propriétés biochimiques des boues sont très variables et peuvent influencer le conditionnement (Bowen et Keinath, 1985). Il existe aussi plusieurs méthodes de conditionnement des boues, tels que le conditionnement chimique, thermique, par gel ou encore par solvants ou huiles, par charges ou par électro-acoustique-osmose.

1.6.1.1 Conditionnement chimique

Le conditionnement chimique se fait souvent par ajout de sels métalliques tel que le chlorure ferrique (Blais, 2016). Il permet d'améliorer les caractéristiques de la déshydratation en changeant la distribution des particules retrouvées dans les boues (Karr et Keinath, 1978).

1.6.1.2 Conditionnement thermique

Ce procédé consiste en une augmentation de la température variant entre 150 et 200°C pendant une durée de 30 à 60 min. Ce choc thermique induit des transformations dans la structure physique des boues, en éliminant les gels colloïdaux et en diminuant l'hydrophilie particulaire (Blais, 2016).

1.6.1.3 Conditionnement par gel

Le gel permet de former des cristaux intercellulaires qui vont endommager la cellule de la membrane (Thomashow, 1998). Ce procédé permet d'améliorer la filtrabilité des boues.

1.6.2 Déshydratation des boues

Les procédés utilisés pour la déshydratation des boues sont nombreux. L'objectif principal de ces procédés est d'augmenter la concentration en solides totaux présents dans les boues en enlevant le plus possible la fraction liquide. Les techniques de déshydratation sont très nombreuses mais les plus communes sont la centrifugation, la filtration (sous vide, sur presses à plateaux, sur bandes-presseuses), le séchage sur lit de sable ou bien le gel/dégel (Blais, 2016). Le choix du procédé de déshydratation dépendra souvent des caractéristiques des boues et des moyens financiers disponibles.

Le type de boues peut aussi influencer l'efficacité du rendement du procédé (gel/dégel) comme le montre le [Tableau 6](#).

Tableau 6 Exemples de teneurs en solides totaux dans les boues avant et après traitement par gel/dégel (Farrell et al., 1970; Reed et Crites, 1984; Schleppenbach, 1984)

Région et type de boues		Solides totaux (%)	
		Avant gel/dégel	Après gel/dégel
Cincinnati, Ohio	Eaux usées, ajout d'alun	0,7	18
	Traitement de l'eau, fer et sel	7,6	36
	Traitement de l'eau, alun	3,3	27
Ontario, Canada	Rejets des boues activées	0,6	17
	Digestion anaérobie	5,1	26
	Digestion aérobie	2,2	21
Hanover, New Hampshire	Digestion, alun	2 - 7	25 - 35
	Digestion primaire	3 - 8	30 - 35

Dans le cas des milieux nordiques, les conditions hivernales peuvent avoir un effet négatif sur les différents moyens de gestion des boues, comme la digestion, la déshydratation et l'élimination. En général, les réservoirs des digesteurs sont enfermés et isolés ou partiellement enterrés pour conserver la chaleur, mais quand ces installations sont à découvert, le froid peut facilement affecter leurs performances. Il est possible de modifier la conception et l'approche opérationnelle et d'utiliser le froid et le gel d'une manière bénéfique pour la déshydratation des boues. Le procédé de gel/dégel permettra de passer d'une boue ayant une consistance gélatineuse à un matériau granulaire qui draine facilement l'eau (Reed *et al.*, 1985). C'est un procédé qui présente des avantages en termes de coûts lorsqu'il s'agit d'une congélation naturelle (Hedström et Hanaeus, 1999; Vesilind *et al.*, 1991). La température et le temps de congélation sont les deux facteurs majeurs qui influencent les performances de concentration des solides totaux des boues (Hu *et al.*, 2011).

2 CONTEXTE, HYPOTHÈSE, OBJECTIFS ET ORIGINALITÉ

2.1 Contexte

Le village de Salluit est composé d'une population qui s'est formée dans les années 1920 et a été déclaré légalement en 1979. C'est une communauté essentiellement Inuit, avec un taux de croissance qui a augmenté de 33,5% entre 1996 et 2006 et qui continue de croître avec un taux qui dépassera les 75% dans les vingt prochaines années (Lévesque, 2009a).

Le climat de cette région est caractérisé par des températures très froides en hiver avec une température moyenne de -23,4°C et des vents majoritairement violents. L'hiver dure généralement 8 mois. Ces conditions climatiques extrêmes conduisent à la formation du pergélisol (Lévesque, 2009a). La présence du pergélisol continu rend l'installation d'un réseau d'aqueduc et d'égout difficile. L'approvisionnement se fait par des camions citernes, ce qui entraîne des coûts de logistique supplémentaires.

Le village de Salluit ne bénéficie pas à l'heure actuelle d'une filière de traitement efficace des eaux usées. L'objectif de ce projet de recherche est de répondre à cette problématique pour permettre à ce village de traiter efficacement et à moindres coûts ses eaux usées et de répondre aux normes mises en place.

2.2 Hypothèse

Plusieurs études ont démontré l'efficacité des procédés de traitement par bioréacteur avec support de biomasse en suspension (MBBR) (Almomani *et al.*, 2014; Artiga *et al.*, 2005; Di Trapani *et al.*, 2011; Di Trapani *et al.*, 2013; Gilbert *et al.*, 2014; Hosseini et Borghei, 2005; Liu *et al.*, 2010a; Rusten *et al.*, 2006; Turcotte *et al.*, 2009). Cependant, la faisabilité de ces procédés pour le traitement des eaux usées des petites collectivités nordiques n'a pas été étudiée. L'hypothèse de ce projet de recherche est qu'il est possible de développer une filière de traitement des eaux usées issues des communautés nordiques qui soit efficace et économiquement viable, tout en répondant

aux problématiques particulières du milieu nordique. Plusieurs sous-hypothèses de recherche découlent de cette hypothèse générale :

- Sous-Hypothèse 1 : Il est possible d'adapter le design et les caractéristiques des MBBR pour obtenir des rendements d'élimination de la charge organique présente en plus grande quantité dans les eaux usées en milieu nordique ;
- Sous-Hypothèse 2 : Il est possible d'améliorer les performances de dégradation biologique de la matière organique et d'enlèvement des nutriments des MBBR lors de l'utilisation de ces procédés à des températures basses ;
- Sous-Hypothèse 3 : Il est possible d'appliquer le traitement par gel/dégel en raison des conditions climatiques favorables retrouvées dans le Nord pour obtenir une bonne déshydratation des boues produites dans la filière de traitement des eaux usées et ce, à faibles coûts.

Afin de réussir ce défi, la filière technologique devrait satisfaire aux critères suivants :

- Le climat nordique et la nature du sol (roc près de la surface) ne permettent pas l'implantation d'un réseau d'égout pour la collecte des eaux usées domestiques. Les eaux usées devront donc être transportées par camion-citerne à une usine centralisée pour leur traitement;
- Le climat froid impose que le traitement des eaux usées domestiques se fasse dans un bâtiment chauffé, ce qui oblige pour des raisons économiques, de réduire le temps de traitement des eaux dans l'usine de traitement (TRH court) ;
- La filière de traitement se doit d'être simple, peu mécanisée et ne nécessite que peu ou pas de produits chimiques (difficultés d'approvisionnement);
- La station de traitement devrait être localisée, autant que possible, près du village (afin de réduire les coûts de transport), mais également près d'un cours d'eau pouvant servir de milieu récepteur pour les eaux traitées.

L'importance de ce projet de Maîtrise réside principalement dans la possibilité de traiter les eaux à des températures basses (jusqu'à 4°C) avec un procédé biologique pouvant répondre aux critères ci-dessus. Considérant l'ensemble de ces critères, une filière technologique d'épuration des eaux usées en milieu nordique a été élaborée et a été décrite au [Chapitre 3.2](#) de ce mémoire.

2.3 Objectifs

L'objectif principal de cette étude consiste en la mise en place d'une filière complète de traitement des eaux usées en provenance des régions nordiques. En effet, le présent projet de Maîtrise vise à mettre au point une filière technologique adaptée au traitement des eaux usées du village de Salluit situé dans le Nord-du-Québec et qui pourrait, par la suite, être facilement implantée dans d'autres collectivités en milieu nordique.

Afin d'atteindre cet objectif, des objectifs plus spécifiques ont été définis comme suit :

- Identifier les différentes étapes de traitement dans la filière technologique proposée après une recherche bibliographique ;
- Effectuer une caractérisation physico-chimiques typiques des eaux usées domestiques produites par les communautés du Nord-du-Québec (à partir de la littérature) ;
- Identifier une station d'épuration des eaux usées de la région de Québec traitant des effluents et préparer des eaux usées synthétiques à partir de cet effluent afin de reproduire les eaux usées produites par les communautés nordiques ;
- Utiliser ces eaux pour tester la performance de la filière de traitement proposée ;
 - Optimiser l'étape de traitement primaire des eaux usées par décantation, avec ou sans ajout de polymères, et tester le procédé à une température ambiante de (20°C) puis à une température représentative du contexte nordique (4°C);

- Étudier la performance d'un procédé biologique, un bioréacteur avec support de biomasse en suspension, à température ambiante (20°C) puis à une température représentative des eaux usées dans le contexte nordique (4°C);
- Évaluer la performance de la technique de gel/dégel pour la déshydratation des boues primaires et secondaires.
- Réaliser une étude de cas spécifique au village de Salluit.

2.4 Originalité

À ce jour, les applications les plus communes pour le traitement des eaux usées pour les collectivités du Nord sont les bassins de stabilisation ou les marécages artificiels. En effet, Il existe peu d'études sur les performances des procédés de biofiltration. L'originalité de ce projet réside donc dans l'étude d'une filière technologique complète de traitement des eaux usées municipales incluant un procédé de traitement biologique secondaire (bioréacteur à support de biomasse en suspension). Cette étude a été réalisée à des températures basses, permettant ainsi d'avoir un modèle de filières de traitement pouvant être adaptable à plusieurs collectivités du Grand Nord.

3 MÉTHODOLOGIE

3.1 Démarche méthodologique

La méthodologie adoptée pour la réalisation des objectifs préalablement cités consiste, tout d'abord, à réaliser une recherche bibliographique approfondie sur les différentes caractéristiques des régions nordiques à commencer par le climat, la géologie, l'hydrographie, l'évolution démographique, la situation économique et le mode de vie. Cette étude a permis, d'une part, de mieux comprendre le contexte de notre intervention, surtout en ce qui a trait à l'efficacité de la filière de traitement proposée et, d'autre part, de bien l'adapter afin qu'elle soit en parfaite adéquation avec les capacités socio-économiques de ces communautés ainsi que les conditions climatiques extrêmes de ce milieu.

Pour avoir une vision précise sur les exigences législatives, qui baliseront le choix des paramètres de conception de la filière de traitement proposée, une recherche approfondie de la réglementation relative aux eaux usées en milieux nordiques a été effectuée.

Avant de tester la faisabilité de notre procédé, nous avons, tout d'abord, commencé par produire une eau similaire à celle des milieux nordiques en utilisant des eaux usées issues de la station d'épuration de la ville de Québec. Étant donné que les eaux usées produites dans le Nord sont très chargées en DBO_5 , les eaux usées (récupérées de la station Est de la ville de Québec) ont été dopées avec des boues primaires et/ou secondaires jusqu'à l'obtention d'une eau équivalente en charge de DBO_5 . Pour les essais nécessitant un plus grand volume d'eau, la méthode Syntho a été utilisée pour produire une eau synthétique.

Les éléments à étudier en ce qui a trait à la filière proposée de traitement des eaux usées portent essentiellement, sur les étapes de décantation primaire, de bio-traitement des eaux usées, ainsi que de déshydratation des boues par lit de gel/dégel.

La Figure 6 résume l'approche expérimentale adoptée lors des différents essais réalisés au cours de ce projet de recherche.

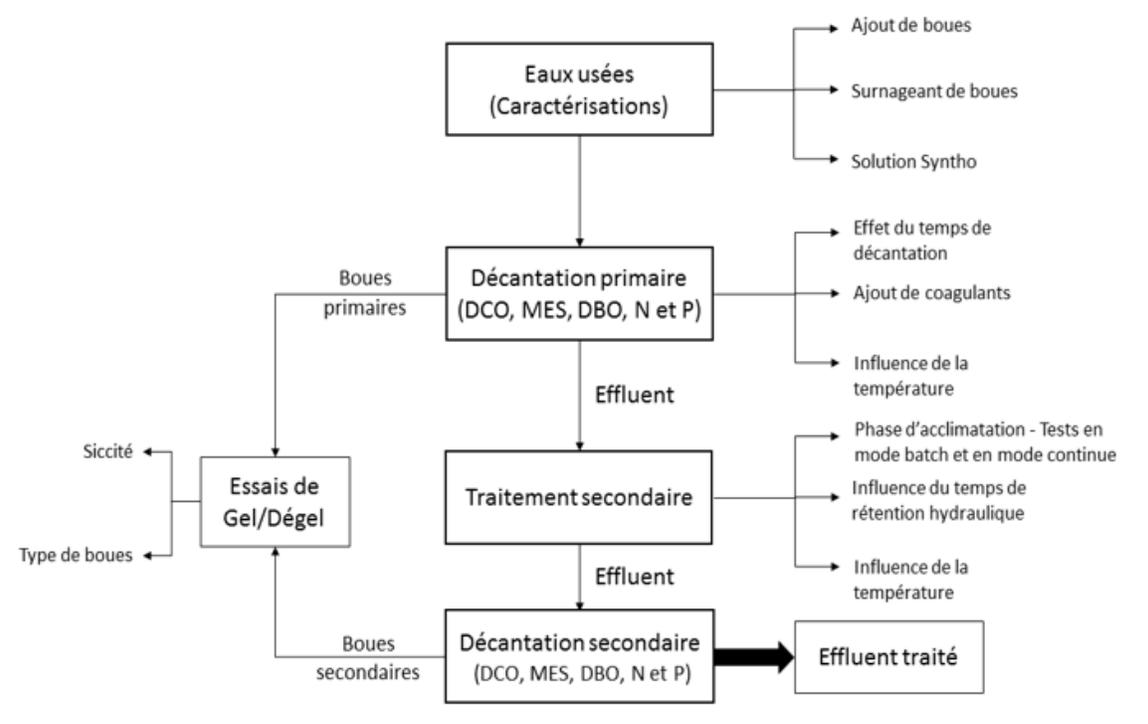


Figure 6 Approche expérimentale utilisée dans cette étude

3.2 Matériel et méthodes

Cette étude compte cinq sections à savoir l'échantillonnage des eaux usées, la caractérisation, le traitement primaire, le traitement secondaire et le traitement de boues par gel/dégel.

3.2.1 Échantillonnage et conservation des eaux usées

Les eaux usées de la station d'épuration de la ville de Québec (section Est) ont été utilisées tout au long de ce projet pour simuler les eaux produites en milieux nordiques. Un échantillonnage de 200 L d'eaux usées, récupérées en aval des dessableurs, a été

effectué tous les 10 jours pour couvrir les besoins en eau de ce travail de recherche. L'échantillon était ensuite conservé dans des chaudières de 20 L en polyéthylène à haute densité (HDPE) à 4°C dans les laboratoires de l'INRS-ETE.

3.2.2 Caractérisation des eaux usées

La station d'épuration Est de la ville de Québec a été choisie pour son accessibilité et sa proximité étant donné les quantités importantes d'eaux usées requises pour les expériences en laboratoire. Les caractéristiques de base de ces eaux usées sont présentées au [Tableau 7](#).

Tableau 7 *Caractéristiques des eaux usées de la station de Québec après le pré-traitement*

Échantillon	DBO ₅ (mg/L)	cDBO ₅ (mg/L)	DCO (mg/L)	rapport DCO/DBO ₅	pH	MES (mg/L)
Eaux usées de la station de Québec	99	83	136 ± 10	1,37	7,2	124 ± 13

L'objectif de cette section est de simuler des eaux usées, semblables à celles des communautés nordiques, sur laquelle la performance de la filière technologique de traitement a pu ensuite être testée.

Les eaux usées brutes ont tendance à être plus concentrées dans les communautés du Grand Nord. La difficulté d'accès à l'eau rend la consommation plus faible et, par conséquent, la concentration de la matière organique et de certains nutriments dans les eaux usées est plus élevée. En effet, Smith (1986) a rapporté que la consommation à Québec est de 274 L/personne/jour, alors qu'au Nord elle est de seulement 90 L/personne/jour. Dans les régions nordiques, la concentration moyenne de DBO est d'environ 500 mg/L alors qu'au sud du 55^{ième} parallèle, elle est d'environ 220 mg/L (Blais, 2016).

De ce fait, plusieurs techniques ont été testées pour augmenter la concentration des eaux usées de Québec, à savoir:

- L'ajout de boues primaires ;
- L'ajout de boues secondaires ;
- L'utilisation du surnageant des boues ;
- L'ajout de produits chimiques (méthode Syntho).

Dans une éprouvette graduée en verre de 1 L, des volumes de 200, 150, 100, 80, 70 et 50 mL de boues primaires et/ou secondaires ont été ajoutées aux eaux usées afin d'augmenter la concentration en DBO_5 . Des analyses de DCO ont été effectuées après chaque ajout, pour déterminer la quantité optimale de boues primaires ou secondaires à ajouter afin d'atteindre des concentrations équivalentes à celles des eaux usées produites par les communautés du Nord.

L'ajout des boues primaires aux eaux usées n'ayant pas permis l'obtention d'une eau assez chargées en DBO_5 , des essais complémentaires de décantation des boues ont été réalisées afin de concentrer les boues en DBO_5 et DCO. Pour ce faire, des essais de décantation des boues primaires ont été réalisés dans une éprouvette graduée. Pour cela, 1 L de boues primaires a été laissé à décanter pendant 24 h. À différentes périodes de temps soit 1, 2, 4, 7, 10, 12 et 24 h, un échantillon de 50 mL a été prélevé pour mesurer l'abattement de la DCO du surnageant.

Enfin, la méthode Syntho a été testée pour simuler la composition des eaux usées produites en milieux nordiques (Nopens *et al.*, 2001) (Tableau 8). Les métaux n'ont pas été ajoutés étant donné que la solution synthétique a été ajoutée à une eau usée domestique réelle qui contient déjà des métaux comme illustré à l'Annexe 2.

Tableau 8 **Composition de la solution synthétique**

	Concentration (mg/L)	COD (mg/L)	N (mg/L)	P (mg/L)
Composés chimiques				
Urée	91,7	23,2	42,8	0,00
NH ₄ Cl	12,8	0,00	3,52	0,00
Na-acétate	79,4	79,4	0,00	0,00
Ou Na-acétate.3H ₂ O	132	79,4	0,00	0,00
Peptone	17,4	17,41	0,67	0,00
MgHPO ₄ .3H ₂ O	29,0	0,00	0,00	5,14
KH ₂ PO ₄	23,4	0,00	0,00	3,14
FeSO ₄ .7H ₂ O	5,80	0,00	0,00	0,00
Éléments nutritifs				
Amidon	122	122	0,00	0,00
Poudre de lait	116	116	6,95	1,14
Levure	52,2	52,2	6,28	0,00
Huile de soya	29,0	29,0	0,00	0,00
Total		439,5	60,2	9,42

3.2.3 Traitement primaire des eaux usées

Le traitement primaire consiste en une décantation avec ou sans ajout de coagulant. Au cours de ces tests, trois coagulants (alun, sulfate ferrique et chitosane) ont été testés afin d'évaluer leur capacité à agglomérer les particules colloïdales et, par conséquent, à faciliter leur décantation.

Les tests de décantation en présence de coagulants ont été réalisés avec un Jar-test dans les laboratoires de l'INRS-ETE. Pour déterminer le type de coagulant permettant la meilleure séparation des solides décantables, ainsi que le dosage optimal de celui-ci, plusieurs doses ont été ajoutées à 1 L d'eau usée, laissé ensuite à décanter pendant 30 min, tel que présenté sur la [Figure 7](#).

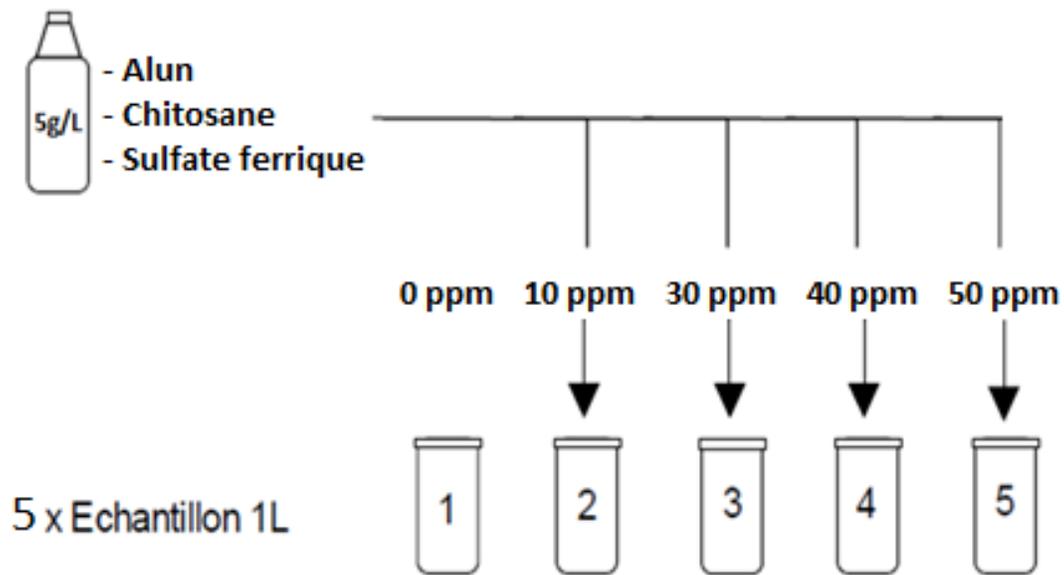


Figure 7 Tests de décantation primaire avec le Jar-Test

Les essais réalisés sans ajout de coagulant ont été effectués en mode batch dans des cylindres gradués de 1 L. Au cours de ces expériences, les taux d'enlèvement des MES, de la DCO, de la DBO₅, du NTK, de N-NH₄⁺, de NO₂ et de NO₃, de N_{tot}, de P_{tot} et des coliformes fécaux (CF) ont été déterminés.

Après optimisation des conditions de décantation, le traitement primaire des eaux usées a été réalisé dans des réservoirs cylindriques ayant une capacité de 20 L. Le surnageant résultant du traitement primaire a ensuite été utilisé pour l'étude du traitement

secondaire des eaux usées par bio-traitement, alors que le concentré (boues primaires) a été utilisé pour les essais de déshydratation par gel/dégel.

3.2.4 Traitement secondaire des eaux usées

3.2.4.1 Unité expérimentale

Les essais de traitement secondaire (biologique) des eaux usées ont été réalisés dans une colonne en acrylique d'une hauteur totale de 50 cm et d'un diamètre intérieur de 20 cm. Le volume utile total de la colonne est de 3,5 L. Un système d'aération a été fixé à la base de la colonne et alimenté à l'aide d'un compresseur avec un débit de 1 000 mL/min afin d'oxygéner le réacteur en mode co-courant ([Figure 8](#)). Le débit d'air a été ajusté à l'aide d'un débitmètre de marque Cole Parmer. L'affluent a été acheminé du réservoir vers le bioréacteur à l'aide d'une pompe péristaltique Masterflex à contrôle digital. La colonne a été remplie d'un garnissage poreux en polyéthylène de marque Kaldness (modèle K1) (Water Management Technologies, Bâton Rouge, LA) à 60%, comme recommandé par le fournisseur sur la fiche technique. L'avantage de ce matériau est sa faible densité apparente de 152 kg/m^3 et sa grande surface spécifique $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (pour une compaction de 1 029 unités par litre), ainsi que sa résistance aux conditions acides et basiques et sa rugosité qui favorise une fixation rapide et solide des microorganismes et facilite ainsi le développement du biofilm.

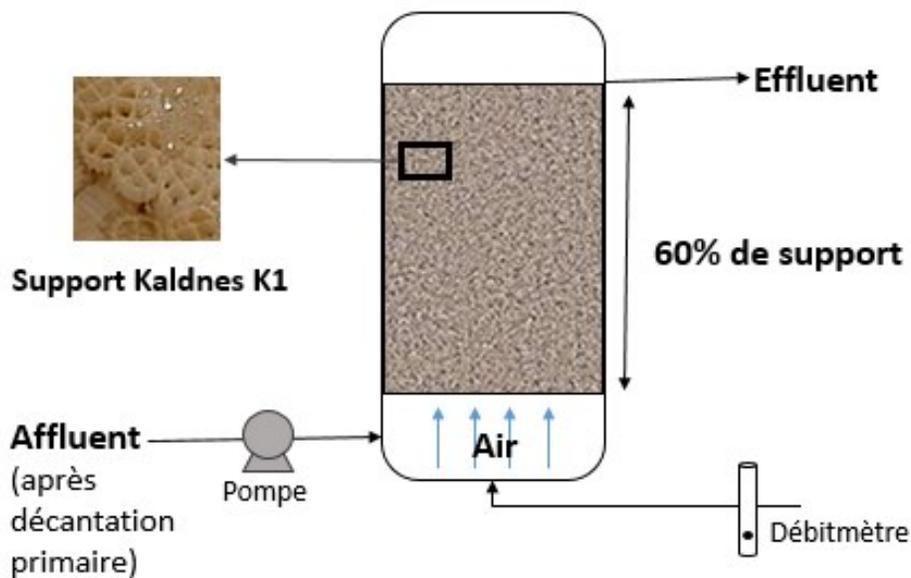
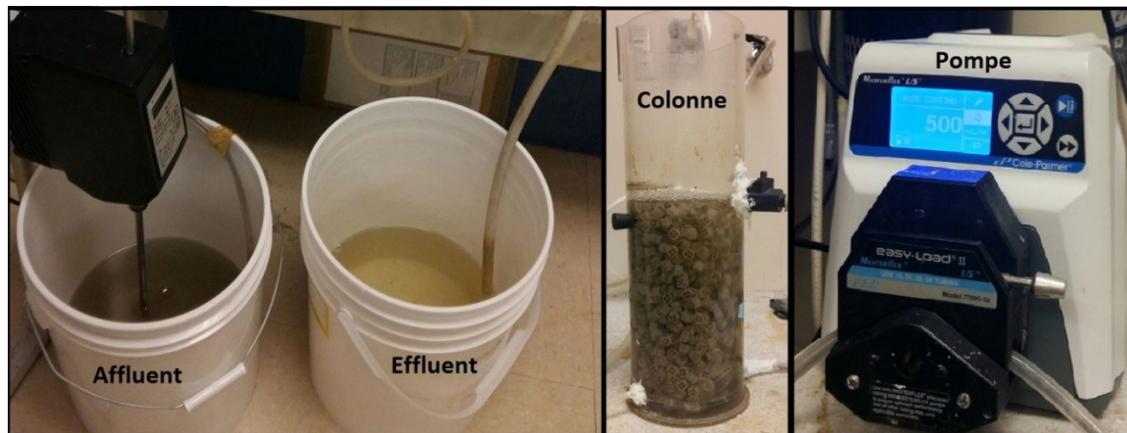


Figure 8 Unité expérimentale de traitement biologique

3.2.4.2 Phases de traitement

L'effet du temps de rétention et de la température sur la performance épuratoire du système de traitement secondaire des eaux usées ont été étudiés au cours de ce projet. Pour ce faire, le bioréacteur a fonctionné tout d'abord à 20°C pendant 30 jours pour l'acclimatation, ensuite en mode batch pendant 8 jours et pour finir en mode continu pendant 10 jours avec les boues primaires et 26 jours avec la solution Syntho (Figure 9).

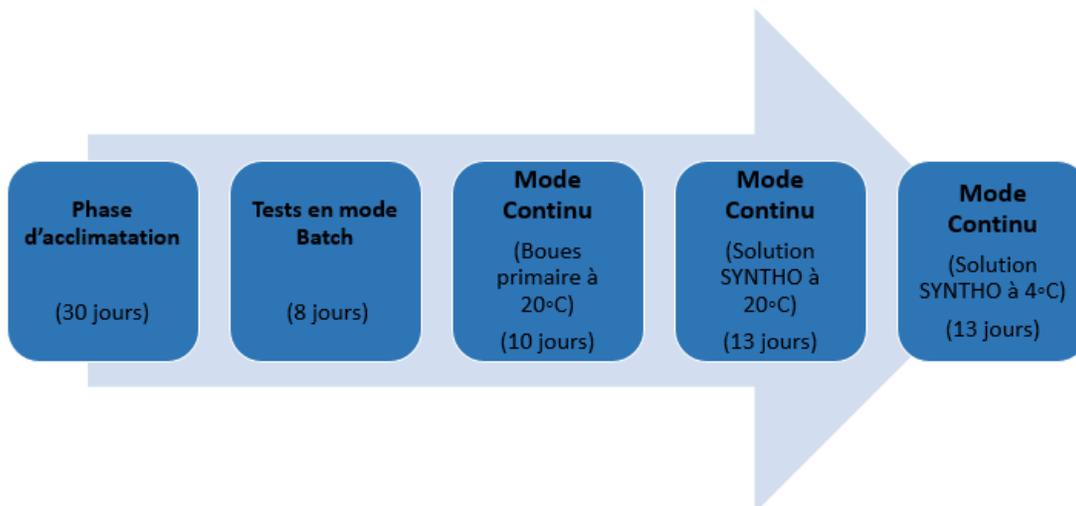


Figure 9 *Phases de traitement secondaire*

Les tests en mode batch ont été réalisés à la fin de la phase d'acclimatation pour évaluer l'influence du temps de rétention sur les performances du procédé. Ces essais avaient pour objectif de définir le temps de rétention hydraulique optimal (TRH = volume/débit) nécessaire pour le lancement d'un traitement en mode continu.

Le choix du TRH pour les essais en mode continu a été défini sur la base du rendement obtenu à la sortie du bioréacteur de plusieurs variables incluant le pH, la teneur en OD, les MES, la DCO_t et la DCO_s. Des échantillons ont été prélevés après des périodes de 0,5, 1, 2 et 4 h. Les tests en mode continu ont finalement été réalisés avec un TRH de 4 h. Le débit d'alimentation du bioréacteur a été ajusté à l'aide d'une pompe péristaltique Masterflex à contrôle digital, placé entre le bioréacteur et la chaudière de l'affluent.

Afin d'évaluer l'effet de la température sur les performances du procédé et de se mettre en conditions réelles, la température a été baissée à 4°C pendant les 13 derniers jours du traitement en mode continu. Les tests peuvent être énumérés en quatre étapes comme le montre la [Figure 9](#). Différents paramètres ont été suivis tels que les MES, la DCO, la DBO₅, le NTK, le NH₄, les NO₂-NO₃, le N_{tot}, le P_{tot}, et les CF afin d'évaluer les performances du procédé de traitement.

La biomasse excédentaire sortant du bioréacteur a ensuite été séparée de l'effluent à l'aide d'un décanteur. Les boues formées ont été collectées afin d'être concentrées à l'aide du procédé de gel/dégel.

3.2.5 Déshydratation des boues

La filière de traitement envisagée inclut également l'utilisation d'une technique de gel/dégel, qui a été mise au point par le U.S. Army Corps of Engineers (Martel, 1993; Martel et Diener, 1991b), pour le conditionnement et la déshydratation des boues primaires et secondaires générées lors des étapes précédentes. Cette technique consiste en la compression des solides présents dans les boues par les cristaux de glace produits lors de la congélation des boues d'épuration (Vesilind, 1991). Lors du dégel des boues, les solides demeurent compressés et la teneur en solides totaux des boues peut atteindre entre 35 et 45% de matière sèche (Desjardins, 1991; Martel et Diener, 1991b).

La méthode de déshydratation par gel/dégel a été testée auparavant sur des boues d'épuration digérées (stabilisées) (Martel et Diener, 1991b) ainsi que sur des boues d'étangs (Desjardins, 1991). Cependant, la performance de cette technologie sur des boues non-digérées (non-stabilisées) demeure à ce jour inconnue.

Parmi les objectifs de cette étude figure le fait de tester le procédé de gel/dégel des boues primaire et secondaire issues de la filière de traitement. Les essais de ces travaux ont été réalisés avec une série de cuves en polyéthylène de 50 mL de capacité, dans lesquelles les boues ont été placées et congelées à -20°C pour une période d'au moins 1 mois. Des essais de gel/dégel ont été menés avec des boues primaires seules produites lors de la décantation primaire, des boues secondaires seules produites par la décantation issue du procédé secondaire et un mélange de ces deux types de boues (50% boues primaires et 50% boues secondaires).

3.2.6 Méthodes analytiques

3.2.6.1 Mesure du pH, température et oxygène dissous

Un pH-mètre de marque Accumet Excel XL2, modèle S/N XL 94005507 de la compagnie Fisher Scientific Co. équipé d'une électrode Cole-Palmer à double jonction a été utilisé pour la mesure du pH pour les différents essais réalisés. Avant chaque série de mesure, le pH-mètre a été calibré avec des solutions certifiées. La température et l'oxygène dissous ont, tous les deux, été mesurés par un appareil multi-paramètres de marque Cole Parmer.

3.2.6.2 Analyse de la DCO, de l'azote ammoniacal, des phosphates, des nitrates et des nitrites

Des prélèvements d'échantillons ont été effectués chaque jour lors des essais de traitement secondaire afin de suivre l'évolution des performances du procédé de traitement. Les échantillons ont été acidifiés à un pH = 2 avec de l'acide sulfurique concentré (H₂SO₄) et conservés à 4°C. Pour les analyses de DCO, 1,5 mL de la solution de digestion et 3,5 mL de la solution acide ont été ajoutées à 2,5 mL de l'échantillon. La préparation des solutions a été faite selon le protocole proposé par le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec selon la méthode d'analyse – MA. 315-DCO 1.1 (CEAEQ, 2014). Les échantillons ont ensuite été mis dans un digesteur (type HACH DRB200) pendant 2 h à 150°C. Pour les analyses de la DCO soluble, les échantillons ont été préalablement filtrés sur des membranes Whatman 934-AH ayant une porosité de 1,5 µm. Le filtrat obtenu a ensuite été collecté et utilisé pour les analyses de la DCO_s tel que décrit précédemment. La lecture des résultats a ensuite été réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre (Cary 50, Varian Canada Inc.). Une méthode colorimétrique a été utilisée pour l'analyse de l'azote ammoniacal, les nitrates, les nitrites et les phosphates. Le [Tableau 9](#) présente un récapitulatif des méthodes analytiques utilisées au cours de ce projet.

Tableau 9 Méthodes analytiques de détermination des concentrations en nutriments

Paramètres	Conservation des échantillons	Méthodes	Références
Cations majeurs	Filtré, conservé dans HNO ₃ 0,2%, soit ajout 10 µL de HNO ₃ à 20% pour chaque mL d'échantillon	Analyse par ICP-AES Varian Vista AX	US EPA Method # 200.7
N-NH ₄ ⁺	Filtré, conservé dans H ₂ SO ₄ 0,1%, soit ajout de 3,33 µL de H ₂ SO ₄ à 30% pour chaque mL d'échantillon	Méthode colorimétrique salicylate-hypochlorite (Auto-analyseur Lachat)	QuikChem® Method 10-107-06-2-B
N _{tot} *	Non filtré, décanté, conservé dans H ₂ SO ₄ 0,1%, soit ajout de 3,33 µL de H ₂ SO ₄ à 30% pour chaque mL d'échantillon	Digestion alcaline en ligne au persulfate. Analyse par méthode colorimétrique en présence de sulfanilamide après réduction au cadmium (Auto-analyseur Lachat)	QuikChem® Method 10-107-04-3-A
PO ₄ ³⁻	Filtré, conservé dans H ₂ SO ₄ 0,1%, soit ajout de 3,33 µL de H ₂ SO ₄ à 30% pour chaque mL d'échantillon	Méthode colorimétrique en présence d'acide ascorbique (Auto-analyseur Lachat)	Standard Methods 4500-P E.
NO ₂ -NO ₃	Filtré, conservé dans H ₂ SO ₄ 0,1%, soit ajout de 3,33 µL de H ₂ SO ₄ à 30% pour chaque mL d'échantillon	Méthode colorimétrique en présence de sulfanilamide (NO ₂) après réduction au cadmium (NO ₃) (Auto-analyseur Lachat).	Standard Methods 4500-NO3 E.

3.2.6.3 Analyse de la DBO et des CF

Pour la détermination de la DBO₅ et des teneurs en coliformes fécaux, des échantillons ont été envoyés au laboratoire AGAT à Québec.

- La DBO₅ (500 mL) a été analysée selon la méthode MA. 315 - DBO 1.1 proposée par le CEAEQ.
- Les coliformes fécaux (100 mL) ont été analysés selon la méthode MA.700-Fec.Ec 1.0 proposée par le CEAEQ.

3.2.6.4 Analyse des MES

Les matières en suspension (MES) ont été mesurées suivant la méthode 25400 avec des membranes Whatman 934-AH ayant une porosité de 1,5 µm (APHA *et al.*, 1999).

3.2.6.5 Mesure de la turbidité

La turbidité est un indice de présence de particules en suspension dans l'eau. Elle est mesurée par la méthode MA. 103 – Tur.1.0 proposée par le CEAEQ. Sa mesure se fait à l'aide d'un turbidimètre de marque Hach modèle 2100A ([Figure 10](#)). Le domaine d'application se situe entre 0 et 1 000 unités de turbidité néphélométrique (UTN). Des échantillons de 150 mL ont été prélevés et conservés à 4°C jusqu'à la mesure de la turbidité.

L'appareil utilisé pour la mesure de la turbidité a été étalonné avec des étalons de turbidité de 0,9, 9,90 et 900 UTN fournis avec l'appareil. L'échantillon est versé dans des cuvettes d'environ 30 mL qui sont ensuite introduites dans le puits de mesure. Les résultats sont enregistrés manuellement lorsque l'aiguille est stable.



Figure 10 Turbidimètre Hach modèle 2100A

3.2.6.6 Méthodes statistiques

Dans le cadre de ce projet, les valeurs moyennes issues d'essais réalisés dans des conditions différentes (un paramètre variable à la fois) ont été comparées à l'aide du test paramétrique de Student afin d'évaluer si l'influence du paramètre variable sur la réponse étudiée est significative ou non. Ce test paramétrique consiste à comparer les valeurs moyennes en déterminant la valeur de Student (valeur « t ») à partir de l'Équation 1 (Coudert, 2013; Mercier, 2000).

Équation 1 Estimation de la valeur de Student pour la comparaison de deux valeurs moyennes

$$\frac{\bar{Y}_a - \bar{Y}_b}{SP \sqrt{\frac{1}{n_a} + \frac{1}{n_b}}} \sim t (n_a + n_b - 2)$$

Avec :

$$S_p^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_a} (Y_{a,z} - \bar{Y}_a)^2 + \sum_{i=1}^{n_b} (Y_{b,z} - \bar{Y}_b)^2}{n_a + n_b - 2}$$

Où :

t : représente la valeur de Student calculée ;

\bar{Y}_i : représente la moyenne arithmétique des rendements de solubilisation des essais de la série i ;

$Y_{i,z}$: représente le rendement de solubilisation de l'essai z de la série i ;

n_i : représente le nombre d'essais pour la série i ($n=3$).

Une fois la valeur de « t » calculée, cette dernière est comparée à une valeur théorique de Student ($t_{théorique}$) définie pour un degré de liberté égale à ($n_a + n_b - 2$) et un indice de confiance de 95%. Dans le cadre de ce projet, les essais ont été réalisés en triplicats. Le degré de liberté est par conséquent égal à 4. La valeur théorique de Student correspondante à un degré de liberté de 4 et un indice de confiance de 95% est égale à 2,776 (Annexe 3).

Ce test paramétrique est basé sur deux hypothèses, à savoir :

H_0 : valeur moyenne essai a = valeur moyenne essai b ;

H_a : valeur moyenne essai a \neq valeur moyenne essai b .

La comparaison de la valeur de t calculée et de la valeur théorique de t permet de déterminer si les valeurs moyennes sont significativement différentes ou non :

$t_{calculée} < t_{théorique}$, cela implique de H_0 est vraie ;

$t_{calculée} > t_{théorique}$, cela implique de H_a est vraie.

4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Caractérisation des eaux usées

La caractérisation des eaux usées utilisées au cours de ce projet a principalement été basée sur la DBO₅ et le rapport DCO/DBO₅, afin de pouvoir produire une eau ayant les mêmes caractéristiques de celles retrouvées dans le Nord. Les études précédentes ont montré que les régions nordiques ont une charge en DBO₅ plutôt élevée (environ 400-500 mg/L) comparativement aux eaux de la ville de Québec ([Tableau 10](#)).

Tableau 10 Caractéristiques des eaux usées dans les collectivités nordiques (Yates, 2012)

Échantillon	DBO ₅ (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	DCO (mg/L)	pH	MES (mg/L)	CF (UFC/100 mL)	P _{tot} (mg/L)
Moyenne Eaux Usées Nord du Québec	421	90,0	858	7,20	169	8,8	15,1
Ville de Québec	99	2,34	136 ± 10	7,2	124 ± 13	-	2,6

Les eaux usées de la ville de Québec contiennent initialement 99 mg/L de DBO₅ et 136 mg/L de DCO_t (Rapport DCO/DBO = 1,37). D'après ces résultats, les teneurs en DBO₅ présentes dans les eaux usées de la ville de Québec ne sont pas assez élevées pour simuler la composition des eaux usées issues des communautés nordiques.

4.1.1 Ajout des boues primaires ou secondaires

Le [Tableau 11](#) présente les teneurs en DCO mesurées dans les eaux usées après ajout de différentes quantités de boues primaires ou de boues secondaires. D'après les résultats obtenus, l'ajout de ces boues permet d'augmenter les teneurs en DCO présentes dans les eaux usées de Québec. Les résultats obtenus montrent qu'avec l'ajout de 7% de boues primaires ou secondaires, la DCO des eaux usées augmente à environ 700 mg/L. Cependant, les résultats de la DBO₅ ne se sont pas avérés concluants. Elle est égale à 347 mg DBO₅/L et 252 mg DBO₅/L pour les boues primaires et secondaires,

respectivement ([Tableau 11](#)). Le pH de la solution n'a pratiquement pas varié avec l'ajout des boues, restant aux alentours de 6,9.

Tableau 11 Concentration en DCO des eaux usées avec l'ajout des boues primaires ou secondaires

Boues ajoutées aux eaux usées (%)	Type de boues	
	Boues primaires (mg DCO/L)	Boues secondaires (mg DCO/L)
0%	136	136
5%	530	-
7%	704	661
8%	908	-
10%	1053	789
15%	-	991
20%	-	1107

L'ajout de boues primaires ou secondaires aux eaux usées de la ville de Québec n'a pas permis d'obtenir une eau ayant les mêmes caractéristiques que celles générées par les communautés du Nord. En plus des différences constatées au niveau de la DBO₅, nous observons également des différences au niveau des teneurs en N-NH₄⁺ et en phosphore, les concentrations en azote ammoniacal et en phosphore total dans les eaux usées de la ville de Québec sont de seulement de 2,34 mg N/L et de 2,6 mg P/L, alors que les eaux usées produites par les communautés nordiques contiennent en moyenne 90 mg NH₄/L et 15,1 mg P/L.

4.1.2 Ajout du surnageant des boues

Un deuxième test a été réalisé, encore une fois avec les boues primaires. Cette fois-ci, l'affluent qui a été testé est le surnageant des boues primaires. Les teneurs en DCO mesurées dans le surnageant des boues primaires après différents tests de décantation sont présentées au [Tableau 12](#).

Tableau 12 *Évolution de la concentration en DCO du surnageant des boues après décantation*

Temps de décantation des boues primaires (h)	Teneur en DCO dans le surnageant (mg/L)
0	1 239
1	698
2	557
4	364
7	296
10	259
12	240
24	243

La concentration initiale en DCO présentes dans les boues est de 1 239 mg/L. Une diminution de 77% a été constatée après seulement 1 h de décantation, permettant ainsi d’atteindre la concentration recherchée. Visiblement, la diminution de la DCO ne s’est stabilisée qu’après 7 h de décantation. Les fortes teneurs en MES, étant donné que les échantillons sont issus de la décantation primaire des eaux usées de la ville de Québec, affectent nos résultats, rendant les comparaisons avec la littérature difficile. En effet, les eaux usées utilisées ne présentent pas toutes les caractéristiques d’une eau usée réelle issue des communautés nordiques.

4.1.3 Ajout de la solution synthétique issue de la méthode Syntho

Les résultats obtenus suite à la combinaison des eaux usées issues de la ville de Québec avec la solution synthétique Syntho sont représentés au [Tableau 13](#). D’après les résultats de DBO_5 , la combinaison des eaux usées avec la solution synthétique Syntho ($DBO_5 = 414$ mg/L) est celle qui s’approche le plus de la valeur visée (500 mg/L). Cette solution a permis de produire une eau usée relativement similaire à celle produite dans le Grand Nord. Par conséquent, c’est avec cette combinaison que les essais de traitement biologique (traitement secondaire) ont été réalisés.

Tableau 13 *Caractéristiques des eaux usées dopées par la solution Syntho*

Échantillon	DBO ₅ (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	DCO (mg/L)	pH	MES (mg/L)	CF (CFU/100mL)	P _{tot} (mg/L)
Eau usée dopée par la solution Syntho	414	50 ± 18	645 ± 104	7,50	73 ± 44	8,8	16 ± 2

Le [Tableau 14](#) présente les teneurs en DBO₅ mesurées pour les différents essais de concentration de la DBO des eaux usées de la ville de Québec. La solution Syntho est la seule méthode qui a permis d'augmenter la charge en DBO₅ désirée. À cet effet, la filière de traitement sera testée avec des eaux usées dopées par cette même solution.

Tableau 14 *Teneurs en DBO₅ mesurées pour chaque méthode*

Méthode	DCO(mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
Ajout de 7% de boues primaires	704	347
Ajout de 7% de boues secondaires	661	252
Méthode Syntho	645	414

4.2 Traitement primaire

Le traitement primaire proposé consiste en une décantation primaire. Plusieurs paramètres ont été suivis, à savoir la DCO, la DBO₅, les MES, le pH, la turbidité, l'azote, le phosphore et les coliformes fécaux (CF). Les tests de décantation ont été réalisés avec et sans ajout de coagulant. Ils ont été principalement effectués sur les eaux usées dopées avec 7% de boues primaires.

4.2.1 Décantation primaire avec ajout de coagulants

Les coagulants qui ont été testés sont l'alun, le sulfate ferrique et le chitosane. Les temps de décantation pour tous ces essais ont été fixés à 30 min. Les résultats obtenus sont présentés au [Tableau 15](#). Les meilleurs abattements de la DCO_t ont été obtenus

avec des concentrations de coagulant fixées à 50 mg/L, avec un enlèvement de 55% et 59% en présence de l'alun et du sulfate ferrique, respectivement. Le chitosane n'a pas donné de résultats satisfaisants. En effet, en présence de chitosane, aucune diminution de la DCO_t, des MES ou de la turbidité n'a été observée et ce, quelques soit la concentration utilisée. Le pH a subi une légère diminution surtout après l'ajout de sulfate ferrique, ce qui est logique étant donné le pH acide de ce coagulant. Une diminution trop importante du pH pourrait nuire par la suite à l'efficacité du procédé de traitement biologique.

Tableau 15 *Variation de plusieurs paramètres des eaux usées dopées avec 7% de boues primaires après ajout de coagulants à des concentrations variables après 30 min de décantation*

Coagulant	Paramètres	Unités	Concentration (mg/L) en coagulant dans les eaux usées					
			0	10	20	30	40	50
Alun	pH	-	7,04	6,96	6,89	6,82	6,8	6,78
	DCO	mg/L	386	204	224	198	209	170
	Turbidité	NTU	38	36	44	38	36	23
Sulfate ferrique	pH	-	7,04	7,04	6,85	6,89	6,45	6,42
	DCO	mg/L	490	211	215	220	204	198
	Turbidité	NTU	60	41	40	40	35	34
Chitosane	pH	-	7,09	7,09	7,10	7,13	6,87	6,84
	MES	mg/L	-	132	107	107	110	105
	DCO	mg/L	420	587	529	560	495	504
	Turbidité	NTU	51	50	50	50	49	50

4.2.2 Décantation primaire sans ajout de coagulant

Étant donné les difficultés en approvisionnement de produits chimiques dans certaines régions nordiques, des essais complémentaires ont été réalisés sans ajout de coagulant. Les résultats de décantation sans aucun ajout de coagulant sont présentés au [Tableau 16](#). Les résultats obtenus montrent que la DCO diminue très rapidement au

cours des 30 premières minutes (diminution de 694 à 341 mg/L), puis progressivement entre 30 et 120 min (diminution de 341 à 225 mg/L). Le meilleur abattement de la DCO_t a été obtenu après une décantation de 2 h, avec un taux d'enlèvement de 68%. Le pH, quant-à-lui, est resté inchangé tout au long des essais de décantation.

Tableau 16 *Variation dans le temps de la DCO et du pH dans des eaux usées mélangées à 7% à des boues primaires*

Temps de décantation (min)	DCO (mg/L)	pH
0	694	6,67
30	341	6,99
45	324	7,04
60	285	7,05
85	268	7,09
90	341	7,03
120	225	6,98

Les essais réalisés avec et sans ajout de coagulant donnent des teneurs résiduelles en DCO proches. Cependant, les temps de décantation sont différents à savoir, 2 h pour les essais sans coagulant et 30 min pour les essais avec coagulant. Puisque la filière proposée est destinée au traitement des eaux usées des collectivités nordiques, où les produits chimiques sont très difficiles à se procurer, il serait préférable d'opter pour une décantation sans ajout de coagulant. Le temps est aussi un paramètre à prendre en considération. Puisque la station de traitement sera chauffée, il serait favorable d'avoir un minimum de temps de traitement pour avoir de petites installations compactes et économiques à chauffer. Avec une décantation sans ajout de coagulant, le temps de traitement est quatre fois plus long, mais le transport des produits chimiques et la main d'œuvre spécialisée sont plus difficiles à se procurer dans ces régions éloignées. Par conséquent, une décantation de 2 h sans ajout de produits chimiques semble, malgré tout, être la solution la plus adaptée aux exigences du contexte nordique. Ces essais de

décantation ont aussi été testés sur les eaux usées dopées à l'aide de la solution synthétique Syntho. Le [Tableau 17](#) présente les teneurs initiales et finales en DCO et DBO₅ ainsi que les rendements d'enlèvement associés pour les essais réalisés en présence d'eaux usées dopées avec la solution synthétique Syntho. Après 2 h de décantation, des enlèvements de 33% de la DCO et de 23% de la DBO₅ ont été obtenus. Des procédés de décantation conventionnels appliqués à des effluents contenant des teneurs initiales en DCO et DBO₅ plus faibles permettent en général d'éliminer entre 30 et 40% de la DCO et de la DBO₅ initialement présentes dans les eaux usées municipales.

Tableau 17 *Teneurs initiales et finales en DCO et DBO₅ ainsi que les rendements d'enlèvement associés obtenus après 2 h de décantation des eaux usées dopées par la solution Syntho*

Paramètres	Affluent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Abattement (%)
DCO	654	435	33
DBO ₅	414	318	23

Étant donné que les boues primaires et secondaires sont le produit d'une décantation, elles vont facilement décanter une fois ajoutées aux eaux usées, d'où l'obtention de taux d'enlèvement élevés (68%). La solution synthétique, quant-à-elle, est composée de produits chimiques dissous dans l'eau et donc difficilement décantables. Ceci peut donc expliquer les faibles abattements remarqués au niveau de la DCO (33%) et de la DBO₅ (23%), comparativement aux essais réalisés en présence de boues primaires.

La [Figure 11](#) présente l'évolution des teneurs initiales et finales en DCO_s, ainsi que des taux d'abattement obtenus au cours du traitement primaire réalisé en continu sur une période de 36 jours. Les résultats montrent de faibles abattements de la DCO_s dans les premiers jours de traitement, ce qui peut être dû à la phase d'acclimatation du procédé de traitement. Par la suite, des rendements d'enlèvement variant entre 50 et 90% ont été obtenus entre le 11^{ième} et le 24^{ième} jour d'expérimentation (traitement à 20°C). Après

le 24^{ième} jour (lancement du traitement à 4°C), le taux d'abattement a baissé d'environ 40%. Ces faibles abattements s'expliquent par le changement de température, qui est passé de 20°C à 4°C. Metcalf et Eddy (2003) ont rapporté que la température pourrait impacter les procédés physiques comme la décantation. Dans cette étude, la température affecte de façon négative le processus de décantation. La densité de l'eau à 20°C est de 0,9982 g/mL, et à 4°C, elle augmente pour atteindre 0,9999 g/mL. C'est probablement la raison pour laquelle les MES décantent plus lentement et plus difficilement.

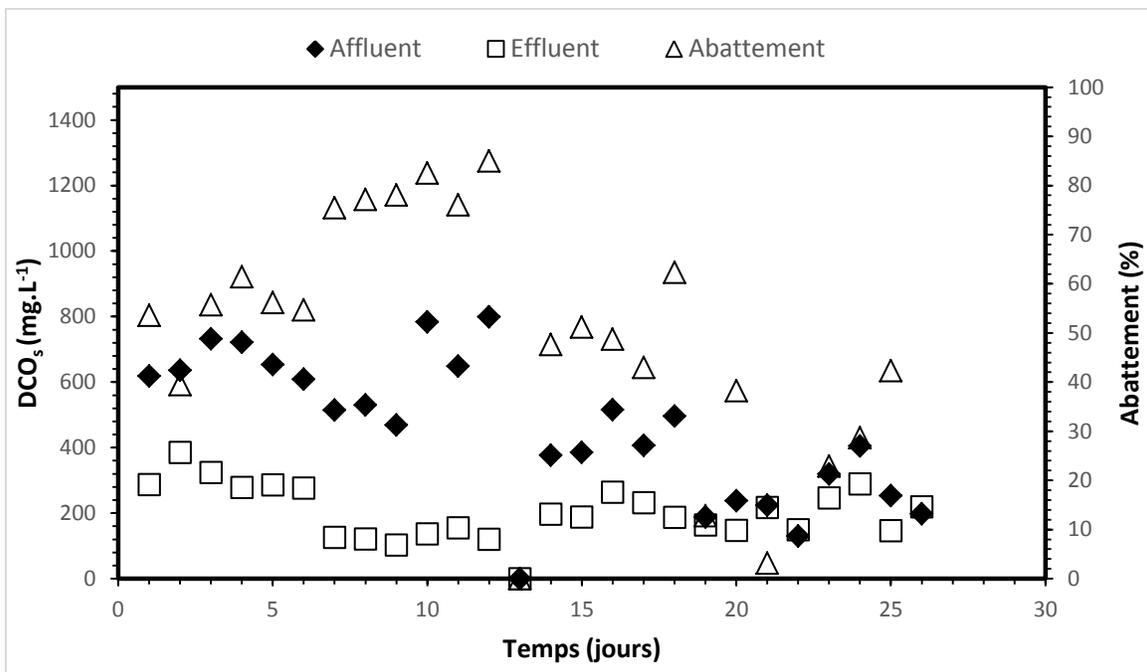


Figure 11 *Évolution des teneurs initiales et finales en DCO₅ et des abattements associés pendant le traitement par décantation des eaux usées dopées par la solution synthétique Syntho (TRH = 2 h)*

4.3 Traitement secondaire

Dans cette étude, les paramètres tels que la concentration en DCO, en DBO, en MES, en CF et en nutriments (N et P) ont été suivis à l'entrée et à la sortie du MBBR afin d'évaluer les performances épuratoires de ce procédé. Tel que décrit dans la [Section 3.2.4.2 \(Figure 7\)](#), le système a été opéré en mode batch à température ambiante (phase d'acclimatation) puis en mode continu à température ambiante puis à 4°C.

4.3.1 Période d'acclimatation

Le bioréacteur avec supports de biomasse en suspension a été opéré pour une période de 74 jours au total. Au cours du premier mois, l'objectif a été de former le biofilm sur les supports en suspension et ceci en appliquant des concentrations en carbone et en nutriments élevées à l'entrée du bioréacteur. Cette phase d'acclimatation a permis, au bout de 3 semaines à température ambiante, d'avoir un biofilm déjà visible sur les supports Kaldnes de type K1 ([Figure 12](#)).

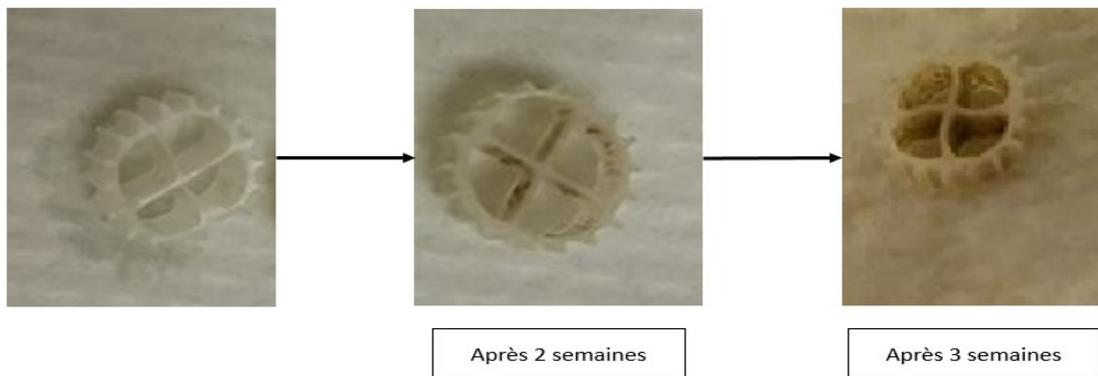


Figure 12 Formation de la biomasse pendant la phase d'acclimatation

Lors de cette période, un mélange de 300 mL de boues primaires et de 700 mL d'eaux usées a été utilisé. Ce mélange a été remplacé tous les deux jours dans le bioréacteur. Un suivi de la DCO a été effectué pendant la dernière semaine d'opération quand la biomasse a commencé à se former. Le [Tableau 18](#) présente l'évolution de certains paramètres incluant le pH, l'oxygène dissous, la température et la teneur résiduelle en DCO au cours de la dernière semaine d'acclimatation. Ces résultats montrent une légère variation du pH, de la température et de l'oxygène dissous au cours de la phase d'acclimatation. Pour la température, les légères baisses remarquées sont simplement dues à la température de l'affluent ajouté, qui était de 4°C pour assurer une bonne conservation. La DCO, quant à elle, a connu un abattement variant de 20 à 40%.

Dès lors que le système a montré une certaine efficacité au niveau de l'enlèvement de la charge de DCO, des tests en mode batch ont été réalisés pour décider du temps de rétention hydraulique (TRH) optimal. Le [Tableau 19](#) présente le pH, la température, ainsi que les teneurs en oxygène dissous et en DCO en fonction du temps sélectionné. Les résultats obtenus montrent une diminution des teneurs résiduelles en DCO totale et soluble au fur et à mesure que le TRH augmente. Des abattements de 68% pour la DCO_s et de 65% pour la DCO_t ont été atteints après 4 h d'opération. La DCO soluble varie très faiblement après 2 h et 4 h d'opération (47 versus 45 mg/L), alors qu'une légère diminution de la DCO totale est observée (253 mg/L versus 116 mg/L). Le meilleur résultat d'abattement de la DCO totale et soluble est atteint seulement après 4 h. À cet effet, le réacteur sera opéré avec un TRH de 4 h pour la suite des essais en mode continu.

Tableau 18 *Abattement de la DCO au cours de la phase d'acclimatation*

		pH	OD (mg/L)	T (°C)	DCO (mg/L)
Jour 26	Affluent	6,7	10,4	12,6	1 085
	Effluent	7,1	8,6	19,8	653
	Abattement (%)	-	-	-	39,8
Jour 27	Affluent	6,6	8,6	16,3	1 091
	Effluent	7,0	8,5	21,0	778
	Abattement (%)	-	-	-	28,7
Jour 28	Affluent	6,7	8,5	-	1 082
	Effluent	7,1	9,2	20,2	863
	Abattement (%)	-	-	-	20,2
Jour 29	Affluent	6,9	9,2	16,1	1 097
	Effluent	6,9	8,7	20,6	785
	Abattement (%)	-	-	-	28,4

Tableau 19 *Évaluation du TRH par des tests en mode batch*

Temps (min)	pH	OD (mg/L)	MES (mg/L)	DCO_t (mg/L)	DCO_s (mg/L)
0	7,2	8,5	110	334	141
30	7,4	8,3	125	329	133
60	7,7	8,5	109	311	135
120	7,2	8,5	97	253	47
240	7,2	8,6	93	116	45

4.3.2 Traitement en mode continu

Après la période d'acclimatation et les tests en mode batch, qui ont permis de définir des paramètres optimaux pour le bon fonctionnement du bioréacteur, des tests en mode continu ont été réalisés. Cette fois, la température a été le paramètre étudié. En effet, le mode continu a été opéré en deux étapes. Pendant le premier mois (jour 1 au jour 23), les tests ont été réalisés à 20°C. La composition de l'affluent consistait au début (10 premiers jours, soit du jour 1 au jour 10 du mode continu) en un mélange d'eaux usées avec les boues secondaires (7%) et, ensuite, en un mélange d'eaux usées avec la solution Syntho (à partir du 10^{ième} jour jusqu'à la fin, soit du jour 10 au jour 23 du mode continu). Pour finir, une dernière phase de traitement, qui a duré 13 jours (soit du jour 23 au jour 36 du mode continu), a été réalisée avec le mélange eaux usées et solution Syntho à 4°C, dans le but de vérifier l'influence de la température sur la performance du bioréacteur (Figure 13). Le mélange d'eaux usées et de solution Syntho a été utilisé en fin de traitement afin d'obtenir des teneurs initiales en DCO et DBO₅ se rapprochant de celles retrouvées dans le Grand Nord. Après ajout de la solution Syntho, une augmentation du pH de l'effluent de 6,34 à 7,86 a été remarquée. C'est le seul mélange qui a permis de simuler une eau usée ayant les mêmes caractéristiques que celle retrouvée dans le Nord. Par conséquent, malgré la légère augmentation de pH, ce mélange a été conservé pour la suite des essais.

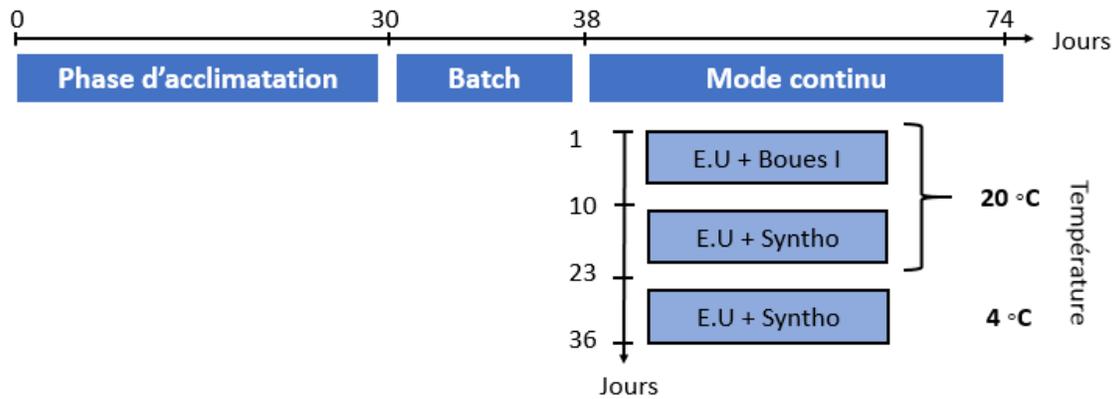


Figure 13 Schéma chronologique des étapes du traitement secondaire

4.3.2.1 Enlèvement de la DCO en mode continu

Au cours de la période du traitement effectuée à 20°C, les échantillons de l'affluent et de l'effluent ont été collectés et stockés dans une chambre froide à 4°C. Les performances du MBBR (entre le 38^{ième} jour et le 74^{ième} jour depuis le démarrage du bioréacteur) en termes d'abattement de la DCO_t et de la DCO_s sont présentées aux Figures 14 et 15, respectivement. Les résultats de la DCO à l'entrée et à la sortie du bioréacteur ont permis de faire un suivi de l'abattement de cette dernière au cours des 36 jours de suivi en mode continu (jour 1 au jour 36 sur les Figures 14 et 15, soit du jour 38 au jour 74 depuis le démarrage du bioréacteur).

Au cours de la première phase de traitement, les polluants présents dans les eaux usées, dopées par les boues secondaires, ont subi une dégradation progressive. La moyenne d'abattement a été de $54 \pm 7\%$, avec des teneurs résiduelles en DCO_t dans l'effluent de 134 ± 67 mg/L. Lors de l'ajout de la solution Syntho à 20°C, les résultats de DCO ont montré une nette amélioration au cours de la deuxième phase, avec une augmentation des performances d'abattement de 27% pour la DCO_t et de 28% pour la DCO_s. L'amélioration du rendement est probablement due à l'ajout d'une solution synthétique composée d'éléments plus facilement assimilables par les bactéries.

À partir du 10^{ième} jour de traitement en mode continu à 20°C, la valeur moyenne de la DCO_t était de 367 ± 154 mg/L pour l'affluent (effluent de la décantation primaire) et de 121 ± 78 mg/L pour l'effluent du procédé de traitement secondaire. La moyenne de l'abattement de la DCO_t est de 65 ± 18%. L'enlèvement de la DCO_t a quand même chuté au bout du 16^{ième} jour de traitement en mode continu à 20°C, jusqu'à atteindre 50%. En ce qui concerne l'abattement de la DCO_s, une augmentation de 9% a été observée au cours de la deuxième phase, avec une moyenne de 79 ± 7% à 20°C. Les performances enregistrées à 4°C pour la DCO_s sont de 74 ± 11%. La DCO_s reste un meilleur indicateur parce que les résultats de la DCO_t peuvent facilement être faussés par la présence de biofilm qui se détache du support ou de la matière en suspension qui n'a pas bien décantée au cours du traitement primaire. La diminution de l'abattement de la DCO_t pourrait aussi être un bon indicateur de la "santé" du bioréacteur dans le sens où elle indiquerait que l'effluent contient du biofilm qui a dû se détacher au cours du traitement secondaire. La présence du biofilm à la sortie du bioréacteur est un signe de croissance continue de la biomasse, qui permettra de dégrader plus efficacement la matière organique.

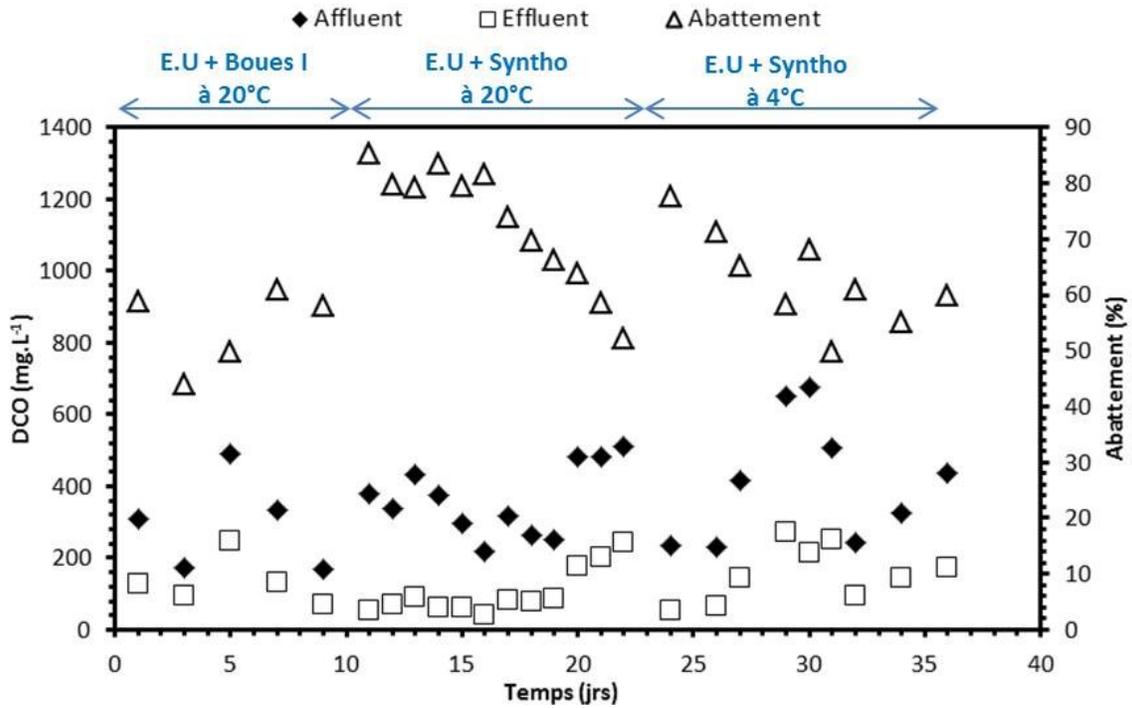


Figure 14 Abatement de la DCO_t au cours du traitement secondaire

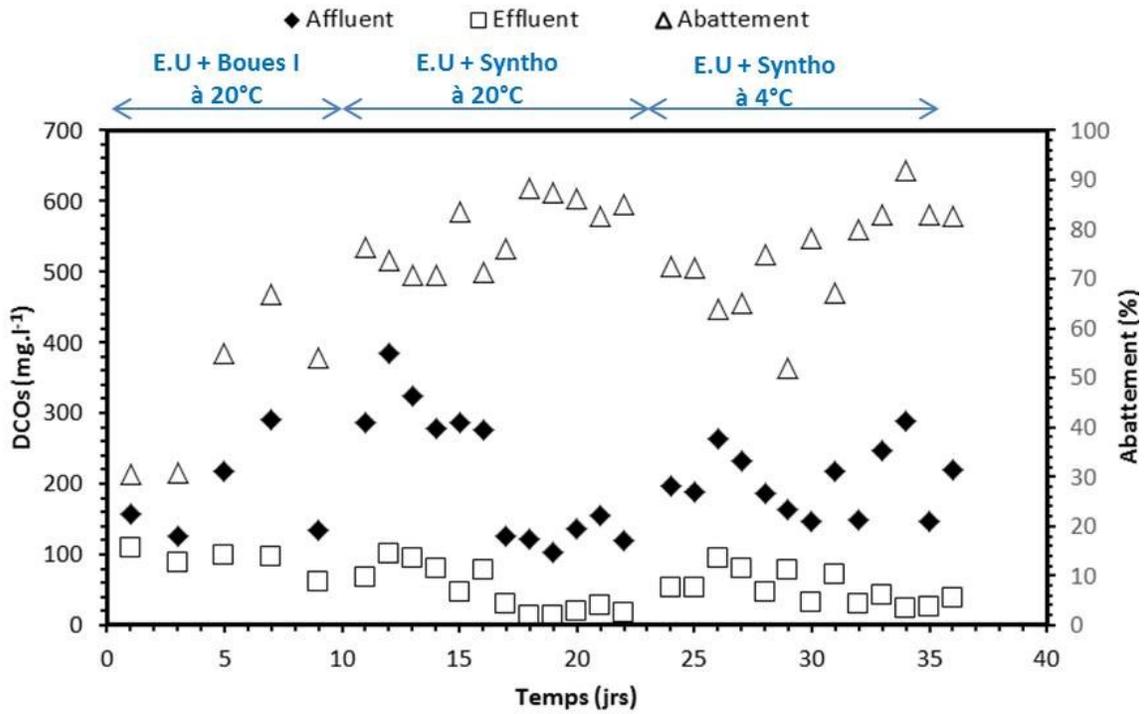


Figure 15 Abatement de la DCO_s au cours du traitement secondaire

La diminution de la température, quant-à-elle, a eu un effet de ralentissement de l'activité des microorganismes. Ceci se voit surtout au cours de la première semaine de traitement à 4°C, où une chute d'environ 15% de l'abattement de la DCO_s a été observée (23^{ième} jour [Figure 15](#)). Cet effet n'a pas duré très longtemps. Après moins d'une semaine à 4°C, l'activité a repris comme à 20°C, avec un taux minimum d'abattement de 67% et un taux maximum de 92%. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus dans la littérature. En effet, Andreottola *et al.* (2000) ont obtenu une élimination de 73% du carbone présent dans des eaux usées lors du traitement par un MBBR opéré à une température inférieure à 8°C. Dans une autre étude réalisée par Di Trapani *et al.* (2014), une élimination de 60% de la DCO_s a été constatée à une température de 9,7°C. D'après ces résultats, il est évident que la température influence faiblement les performances des procédés MBBR en ce qui concerne l'enlèvement de la matière organique soluble. Ces résultats suggèrent que le biofilm attaché a une meilleure capacité pour supporter ces conditions climatiques étant donné que ce dernier s'est rétabli assez rapidement. C'est donc un procédé qui serait efficace pour l'enlèvement de la matière organique présente dans des eaux usées en conditions nordiques.

4.3.2.2 Enlèvement des MES

Les matières en suspension retrouvées dans l'effluent peuvent avoir deux provenances, soit elles sont présentes initialement dans les eaux à traiter, soit elles sont produites par le détachement de la biomasse présente sur les supports. La limite de rejet maximale des MES est de 25 mg/L (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2009). La [Figure 16](#) présente les teneurs initiales et finales mesurées dans l'affluent et l'effluent du bioréacteur, ainsi que les abattements associés.

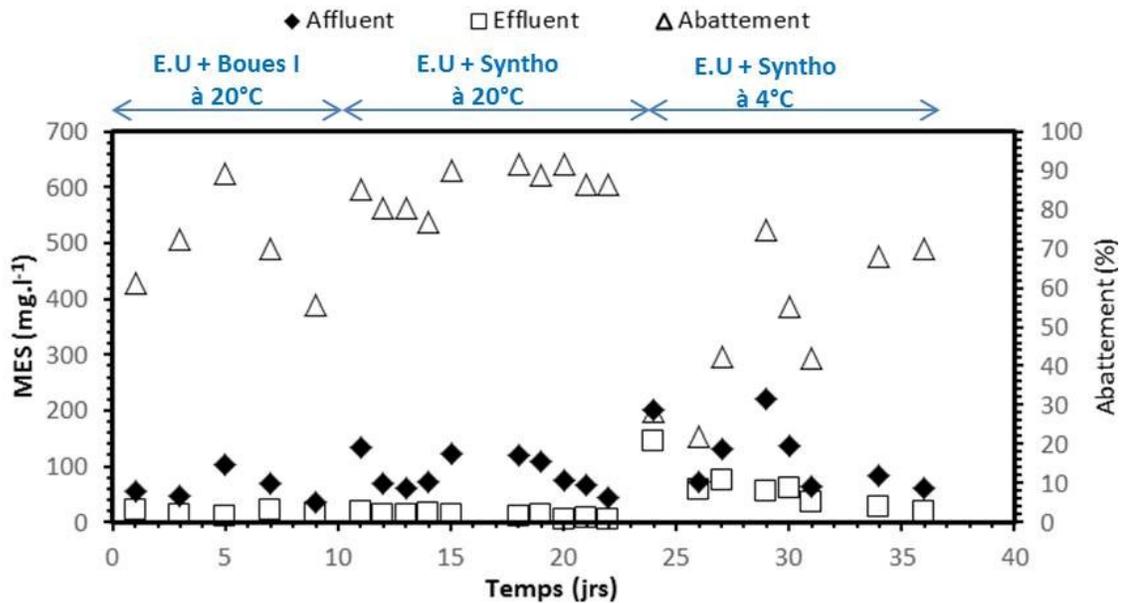


Figure 16 Abattement des MES au cours du traitement secondaire en mode continu (TRH = 4 h)

Les résultats obtenus montrent des teneurs très variables en termes d'abattement des MES, surtout au début et à la fin du traitement en mode continu. Variant de 55 à 89% au cours de la première phase (jour 1 à 10 – Figure 16) et de 21 à 75% au cours de la dernière phase de traitement (jour 23 à 36 – Figure 16). Au début, l'eau usée était dopée par des boues secondaires et celles-ci peuvent contenir beaucoup de matières en suspension. La moyenne d'abattement enregistrée pendant cette première phase de traitement est de $70 \pm 12\%$. Les résultats sont très encourageants, mais il reste quand même quelques incertitudes concernant le devenir de ces matières en suspension, qui peuvent aussi avoir décantées dans le bioréacteur. Pour les essais réalisés à 4°C, le taux d'abattement a chuté de 27%, avec une moyenne de $45 \pm 25\%$. Ceci pourrait être dû à l'augmentation de la viscosité des eaux par la baisse de température brusque de 20 à 4°C, ralentissant la décantation des particules. Le biofilm libéré lors de la brusque chute de température pourrait ainsi être la cause de ces variations. Après environ 5 jours à 4°C (jour 28 – Figure 16), le bioréacteur a commencé à montrer une nette amélioration de

l'abattement des MES avec des valeurs allant jusqu'à 70% d'élimination des MES. L'effluent obtenu après 36 jours de traitement en mode continu avait une concentration résiduelle en MES de 18 mg/L, ce qui est inférieure à la valeur maximale imposée pour le rejet (25 mg/L). Pour pouvoir respecter les normes de rejet qui pourraient être mise en vigueur dans le futur en ce qui concerne les MES, une étape de décantation serait requise à l'aval du procédé MBBR.

Le rendement du bioréacteur a montré une diminution des performances d'enlèvement des MES et de la DCO après la diminution de la température de 20°C à 4°C. Cependant, une adaptation du système aux nouvelles conditions a été observée après environ 4 jours et les rendements ont repris avec des mêmes performances similaires à celles observées à 20°C, surtout pour la DCO₅.

4.3.2.3 Enlèvement de l'azote et du phosphore

Contrairement aux processus biologiques avec biomasse en suspension (boues activées), les procédés avec supports de biomasse en suspension (MBBR) ont montré une capacité à atteindre une bonne nitrification, capable d'être maintenue même à de basses températures (Delatolla *et al.*, 2010; Wessman et Johnson, 2006). C'est un procédé très prometteur lorsque le processus de nitrification doit être utilisé. L'ammonium retrouvé dans les eaux usées traitées ou non est responsable de la toxicité des eaux naturelles dans le monde et en particulier dans les régions du Nord (Gazette du Canada Juillet, 2012). Le [Tableau 20](#) présente les teneurs en ammonium, en NO_x et en azote total mesurées dans les affluents et les effluents du procédé de traitement secondaire opéré à 20°C et à 4°C avec le mélange d'eaux usées et de solution Syntho avec un TRH de 4 h ainsi que les rendements d'élimination associés.

Durant les périodes d'essais, les valeurs en azote ammoniacal mesurées dans l'affluent étaient élevées, allant jusqu'à 80 mg/L. Ces concentrations élevées en azote s'expliquent majoritairement par l'utilisation de la solution synthétique Syntho pour le dopage des eaux usées, contenant jusqu'à 60 mg/L d'azote. Les valeurs de NH₄ et NO_x

présentées au [Tableau 20](#) ne représentent que la période où le bioréacteur a été opéré par une eau dopée avec la solution Syntho.

Tableau 20 *Élimination de l'ammonium au cours du traitement secondaire en mode continu en présence du mélange eaux usées et solution Syntho (TRH = 4°C)*

		NH ₄ ⁺ (mg/L)		NO _x (mg/L)		Élimination du	Élimination de
		Affluent	Effluent	Affluent	Effluent	NH ₄ ⁺ (%)	N _t (%)
20°C	Jour 10	77,2	47,8	0	0	38,1	38,1
	Jour 16	73,5	47,2	0	10,7	35,8	21,2
	Jour 21	125	24,0	0	22,1	80,8	63,1
4°C	Jour 23	52,2	3,7	0	0	92,9	92,9
	Jour 31	25,2	2,7	0	0	89,3	89,3
	Jour 36	61,9	5,2	0	2,66	91,6	87,3

Tableau 21 *Élimination des phosphates au cours du traitement secondaire en mode continu en présence du mélange eaux usées et solution Syntho (TRH = 4°C)*

Température	Temps	PO ₄ ³⁻ (mg P/L)		
		Affluent	Effluent	Abattement (%)
20°C	Jour 10	15,4	14,6	5,2
	Jour 16	13,9	13,6	2,2
	Jour 21	19,3	13,7	29,0
4°C	Jour 23	14,3	13,3	7,0
	Jour 31	14,5	12,2	15,9
	Jour 36	16,6	13,9	16,3

En ce qui concerne les dix premiers jours du lancement du traitement en mode continu (solution dopée par des boues secondaires), les résultats d'abattement de l'azote ammoniacal (non présentés) ne dépassaient pas 50%. Ce n'est qu'après environ 20 jours (période de traitement en mode continu incluant les essais réalisés en présence de boues secondaires) que le taux d'abattement a augmenté pour atteindre une élimination de NH_4^+ allant jusqu'à 90%, une valeur qui a été conservée même à 4°C. Dans une étude réalisée par Di Trapani *et al.* (2013), un taux d'élimination de 84% a été observé pour l'azote ammoniacal suite au traitement des eaux usées à l'aide d'un bioréacteur hybride de boues activées et de MBBR opéré à 9,7°C. Dans cette même étude, une augmentation de la température à 13,9°C a permis d'éliminer jusqu'à 96,9% de l'azote ammoniacal initialement présent. La température influence le processus de nitrification, mais il existe aussi d'autres paramètres tels que la croissance bactérienne, la charge organique et l'oxygène dissous qui peuvent influencer ce rendement.

Les concentrations résiduelles du N-NH_4^+ dans l'effluent varient entre 2,74 et 5,17 mg/L à 4°C. Dans le cas de la présente étude, des NO_x ont été retrouvés dans l'effluent à partir du 17^{ième} jour de la mise en opération du bioréacteur en mode continu à 20°C. L'absence de nitrates avant cette période pourrait s'expliquer, soit par la consommation de l'ammonium par les bactéries nitrifiantes pour leur croissance, soit par le dégazage, qui permet de transformer l'ammonium présent dans l'affluent en une forme gazeuse grâce à l'air injecté. L'ajout de la solution Syntho a induit une hausse du pH allant jusqu'à 8,13 et avec l'air injecté dans le bioréacteur, ceci a dû favoriser la production du phénomène du dégazage. Plusieurs études ont rapporté que la nitrification est moins influencée par la baisse de température dans les procédés hybrides de MBBR et de boues activées, parce que les processus qui se produisent dans les biofilms sont fortement influencés par la concentration en oxygène soluble présente dans le milieu et que cette dernière augmente en même temps que la température diminue (Christensson et Welander, 2004; Ødegaard *et al.*, 1994; Salvetti *et al.*, 2006). De plus, Hem *et al.* (1994) ont montré qu'il existe une relation très étroite entre la charge organique présente dans le bioréacteur, la teneur en oxygène dissous et l'enlèvement

de l'azote. Il suggère qu'un enlèvement de 1 g d'azote ammoniacal total est observé pour environ 5 mg/L d'OD et 1 g DBO₅/m²/jr.

La concentration en NO_x dans l'effluent était inférieure à 0,005 mg N/L pour les essais réalisés à 4°C. Ce n'est qu'au 36^{ième} jour à 4°C, qu'une concentration de 2,66 mg N/L a été observée. Dans une étude réalisée par Almomani *et al.* (2014), le taux d'élimination de l'ammonium ne s'est stabilisé qu'après les 10 premiers jours de traitement dans un MBBR opéré à 1°C. Il a été rapporté par Delatolla *et al.* (2010) que les taux d'enlèvement de l'ammonium par voie biologique dans un biofilm attaché à 4°C se stabilisent après 2 mois, alors que Hoang *et al.* (2014) ont rapporté que les MBBR ont besoin de seulement un mois à 1°C pour s'acclimater dans un bioréacteur à échelle laboratoire. Ces résultats suggèrent que le système MBBR serait efficace et performant en termes d'enlèvement de l'ammonium et ce, même à de basses températures. Seulement, les résultats obtenus ne respectent toujours pas les normes envisagées dans le futur, c'est-à-dire, un effluent ayant une concentration en ammonium ne dépassant pas 1,25 mg N/L (Canadian Council of Ministers of the Environment 2009). Cependant, des études précédentes ont pu démontrer que la stabilisation de l'enlèvement de l'ammonium prend plus de temps (un mois dans le cas des MBBR) et comme la voie biologique est plus efficace, si notre bioréacteur avait été opéré sur une plus longue période, ceci aurait pu laisser le temps aux bactéries nitrifiantes de s'adapter et de donner un meilleur rendement d'enlèvement.

Le [Tableau 21](#) présente les performances du MBBR en ce qui concerne l'enlèvement des phosphates. Les résultats obtenus montrent qu'aucun enlèvement des phosphates ne se produit dans les MBBR, ce qui peut s'avérer problématique en raison des risques d'eutrophisation lorsque les concentrations en phosphates sont trop élevées.

Des calculs statistiques ont été utilisés afin d'évaluer l'influence de la température sur différents paramètres importants (teneur en DCO, en MES et en azote ammoniacal) permettant d'estimer les performances des traitements biologiques. La valeur théorique de Student correspondante à un degré de liberté de 4 et un indice de confiance de 95%

est égale à 2,776 (Annexe 3). Les valeurs calculées de Student pour la DCO_s, les MES et le N-NH₄⁺ sont respectivement de 2,64, 4,62 et 1,84.

La comparaison de la valeur de t calculée et de la valeur théorique de t a permis de déterminer si les valeurs moyennes sont significativement différentes ou non :

- *Pour la DCO_s : $t_{calculée} (2,64) < t_{théorique} (2,776)$, cela implique que les valeurs moyennes à 20°C sont très proches de celles obtenues à 4°C. La température n'a pas d'influence significative sur l'enlèvement de la DCO_s.*
- *Pour le N-NH₄⁺ : $t_{calculée} (1,84) < t_{théorique} (2,776)$, cela implique également que les valeurs moyennes à 20°C sont très proches de celles obtenues à 4°C. La température n'a donc pas d'influence significative sur l'enlèvement de l'azote ammoniacal.*
- *Pour les MES : $t_{calculée} (4,62) > t_{théorique} (2,776)$, cela implique que les valeurs moyennes à 20°C sont différentes de celles obtenues à 4°C. La température a donc une influence sur l'enlèvement des MES, ce qui semble en cohérence avec les effets attendus de la température sur la décantation des particules colloïdales.*

Ces résultats statistiques montrent que la température n'influence pas le rendement du procédé de biofiltration par rapport à l'enlèvement de la matière organique et de l'azote et par conséquent sur l'activité de la biomasse. Les résultats expérimentaux sont conformes à ces conclusions statistiques.

4.3.2.4 Enlèvement des coliformes fécaux

Les résultats d'enlèvement des coliformes fécaux pour les essais réalisés à 4°C en présence du mélange d'eaux usées et de solution Syntho sont présentés à la [Figure 17](#). Au cours de la décantation primaire, une très bonne réduction des coliformes fécaux s'est produite, avec des rendements d'enlèvement atteignant jusqu'à 93%. Par contre, le procédé de traitement secondaire n'a affiché qu'une très faible réduction des CF avec seulement 9% d'enlèvement supplémentaire.

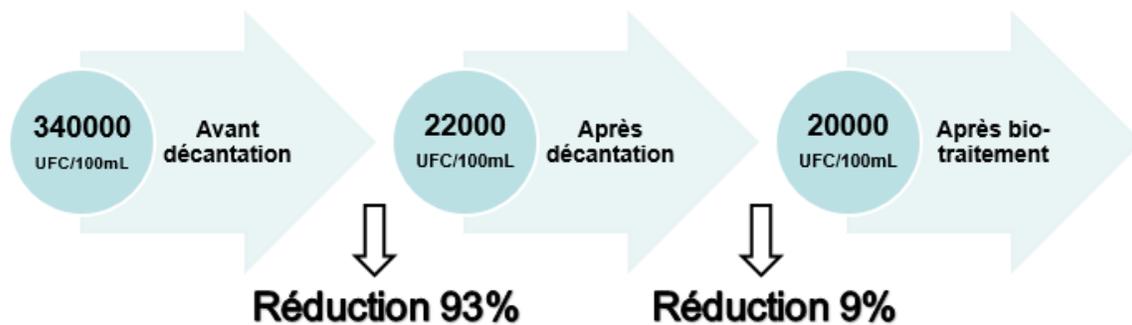


Figure 17 Enlèvement des coliformes fécaux

Houweling *et al.* (2007) et Pattarkine *et al.* (2006) ont rapporté que parmi les avantages des MBBR, il y a son efficacité dans l'enlèvement de la DBO₅, des MES et des coliformes fécaux à température ambiante. Cependant, les taux d'abattement obtenus en ce qui concernent les CF présentent des résultats contradictoires. La température pourrait être à la cause de ce faible rendement.

4.4 Déshydratation des boues

Les résultats des essais de gel/dégel des boues non digérées sont présentés au [Tableau 22](#). Les essais ont été réalisés sur les boues primaires, les boues secondaires et un mélange de boues primaires et secondaires (50% boues primaires et 50% boues secondaires). La congélation a été réalisée à -20°C pendant une période d'un mois.

D'après les résultats obtenus, la siccité initiale des boues est comprise entre 17,7 et 19,9%. Ces teneurs élevées en solides totaux dans les boues peuvent être expliquées par le fait qu'elles ont été laissées à décanter dans des chaudières en HDPE pendant une bonne période de temps (entre un à deux mois). Après traitement par gel/dégel, les boues primaires et secondaires contiennent 25,2 et 22,1% de solides totaux, respectivement. Le procédé de traitement par gel/dégel s'est avéré plus performant pour le traitement des boues primaires. Reed *et al.* (1985) ont rapporté que ce processus fonctionne avec tous les types de boues, mais il est particulièrement efficace avec des boues chimiques. Dans une étude réalisée par Martel et Diener (1991a), un lit de congélation a été testé pendant une période de trois ans et les teneurs en solides obtenues ont été de 39,3% pour les boues digérées par voie anaérobie et de 24,5% pour celles digérées par voie aérobie. Desjardins et Brière (1996) ont montré que le procédé de gel/dégel permet d'obtenir des siccités supérieures à 30% pour des boues provenant d'un étang aéré facultatif. Dans cette même étude, un facteur a été évoqué en raison de sa capacité à affecter négativement ou positivement l'efficacité du procédé, il s'agit de la granulométrie des boues. Selon ces auteurs, le rendement de déshydratation serait meilleur avec des particules de boues plus petites. Avec une congélation de 72 h à -18°C, Hu *et al.* (2011) ont pu diminuer le volume de boues de 31,2% pour des boues mixtes.

Les teneurs en solides totaux mesurées dans le mélange de boues primaires et secondaires sont proches de celles mesurées pour les boues primaires seules. Étant donné que le rendement de concentration en solides totaux varie faiblement en fonction du type de boues utilisé, il serait donc intéressant de mélanger les boues ensemble avant de les traiter par gel/dégel. Cependant, la siccité, à elle seule, n'est pas

un paramètre suffisant. Il faudrait étudier les différentes caractéristiques physiques et chimiques des boues séparément et ensuite mélangées pour voir si cela impacterait l'efficacité du procédé de gel/dégel ou pas ainsi que le mode de gestion des boues après traitement.

Tableau 22 *Traitement des boues pas gel/dégel*

Type de boues	Avant gel		Après dégel	
	Taux d'humidité (%)	Siccité (%)	Taux d'humidité (%)	Siccité (%)
Boues primaires	80,1	19,9	74,7	25,2
Boues secondaires	82,2	17,7	77,8	22,1
Boues primaires et secondaires	80,5	19,4	74,6	25,3

Le procédé de gel/dégel a permis de produire des boues respectant les normes d'épandage et d'enfouissement. En effet, d'après la réglementation imposée par l'Agence Américaine de la Protection de l'Environnement (USEPA), un pourcentage de solides totaux supérieur à 3% est requis pour l'épandage et un pourcentage supérieur à 10% est requis pour l'enfouissement (USEPA, 1983). Au Québec, un pourcentage en solides totaux supérieur à 15% est requis pour autoriser l'enfouissement des boues selon le Règlement sur l'enfouissement des matières résiduelles.

Pour les collectivités nordiques, c'est un procédé qui serait économiquement très avantageux. Cependant, une étude bien plus détaillée pour trouver les paramètres optimaux de traitement, surtout en ce qui concerne la température et le temps nécessaire pour obtenir de meilleurs rendements de concentration des solides totaux dans les boues est nécessaire. Malheureusement, en temps normal, il est difficile de gérer les températures et les périodes de gel et de dégel, parce que c'est un procédé qui se fait de manière naturelle. Il existe aussi quelques facteurs de conception très important à prendre en considération pour améliorer la déshydratation des boues. Tout d'abord, la conception doit se baser sur les conditions les plus défavorables, en d'autres

termes, en fonction de l'hiver le plus chaud des 20 dernières années ou plus. Ensuite, l'épaisseur de la couche de boues ne doit pas être profonde car elle ne favoriserait pas la congélation de toute la couche, seule la partie supérieure passe par des cycles de congélation et de décongélation. Une bonne compréhension du procédé et des différents facteurs qui peuvent l'influencer aiderait à mieux cerner ces avantages et ces inconvénients et à penser à des alternatives pouvant améliorer davantage son rendement.

Le traitement des boues des collectivités nordiques par gel/dégel pourrait faire l'objet d'un futur projet de recherche, étant donné les avantages que cette technologie représente surtout dans de telles conditions climatiques. Parmi les paramètres qu'il faut prendre en considération au cours de cette étude et qui permettront d'optimiser le rendement du procédé, il y a le temps (c.-à-d. la période de congélation et de décongélation), la température (la variation de la température au cours de l'année et la température optimale permettant l'obtention du meilleur rendement), la conception du lit de congélation (doit être en fonction des conditions les plus défavorables), l'épaisseur de couche de boues, la granulométrie et bien sûr les différents paramètres physico-chimiques (DCO_s , DCO_t , COD, ST, SV, pH, alcalinité).

4.5 Étude de cas : Village de Salluit

Cette filière de traitement des eaux usées municipales est destinée pour les petites collectivités en milieu nordique. Dans le cadre de ce projet, le village de Salluit a été pris pour exemple. Le choix de ce village a été principalement réalisé pour deux raisons, tout d'abord, le manque de moyens d'assainissement et, ensuite, les conditions climatiques favorables pour cette étude. Salluit est un cas parmi plusieurs collectivités nordiques où les eaux usées sont stockées dans des fosses et ensuite vidangées toutes les semaines ou deux fois par semaine. Son emplacement géographique affecte son environnement par des températures très froides et des vents violents. Deux saisons sont principalement retrouvées dans ces régions, avec un hiver qui dure environ huit mois.

Dans la mise en place de ce procédé de traitement, beaucoup de paramètres pouvant influencer son efficacité, son applicabilité en milieu nordique et le coût de traitement doivent être pris en considération. Le climat est l'un des facteurs principaux pouvant influencer l'efficacité de ce traitement. Dans une étude réalisée par Lévesque (2009) plusieurs données sur la température, les vents, la période de gel/dégel ont été regroupées entre 2003 et 2007. Les données proviennent de deux stations météorologiques SILA et AÉRO. Les données présentées au [Tableau 22](#) sont celles de la station SILA étant donné qu'elle est plus proche du village de Salluit. La température moyenne enregistrée est de $-6,0^{\circ}\text{C}$ avec un taux de précipitation de 440,8 mm par an. Comme la température du procédé de traitement envisagé est fixée à 4°C , un chauffage de la station de traitement sera donc nécessaire sur certaines périodes de l'année. Le village de Salluit n'est pas desservi par l'hydro-électricité. L'énergie électrique proviendra d'une centrale d'énergie fonctionnant avec des génératrices à moteur diesel. Le chauffage générera des coûts additionnels au traitement qui devront être évalués lors de prochaines études. Les temps de rétention hydraulique et les dimensions des bassins joueront un rôle très important dans la réduction des coûts de chauffage. Avec un TRH réduit, l'espace lié aux installations pourra être réduit (compacter aux maximum les réacteurs et équipements requis) et, ainsi, réduire la surface de la station d'où la réduction des coûts de chauffage.

Comme présenté à l'[Annexe 1](#), la station de traitement envisagée contiendra quatre bassins pour le traitement des eaux usées et un lit de gel/dégel pour le traitement des boues:

- Bassin de rétention ;
- Bassin de décantation primaire ;
- Bassin de traitement biologique ;
- Bassin de décantation secondaire ;
- Lit de gel/dégel.

4.5.1 Bassin de rétention des eaux usées

La population de Salluit est d'environ 1 347 habitants avec une consommation d'eau journalière de 90 L/pers/jr et pouvant atteindre jusqu'à 120 L/pers/jr. Le bassin de rétention des eaux usées sera en opération 24h/24 et recevra un volume de 121 230 L/jr. En supposant un TRH de 6 h avec un facteur de sécurité d'au moins 20%, le volume utile du bassin de rétention hydraulique serait de 36 639 L, soit environ 37 m³.

4.5.2 Bassin de décantation (primaire)

Le bassin de décantation va traiter une charge hydraulique de 121 230 L par jour et va fonctionner pendant une durée de 24h/24. À chaque calcul, un facteur de sécurité de 20% a été ajouté pour ne pas avoir de surprises dans le futur, surtout avec la croissance démographique. Comme il a été mentionné précédemment dans la section *Résultats et Discussion*, le TRH du bassin de décantation primaire est de 2 h. Alors, pour pouvoir traiter un volume de 36 639 L toutes les six heures, le volume du bassin de décantation devra être de 12 123 L, soit environ 12-13 m³.

Cette phase de traitement génère des boues primaires. Puisque c'est un procédé physique, la production de boues primaires a été calculée selon la variation de la charge en MES et son pourcentage de diminution. Selon les calculs réalisés, une production d'environ 19,39 kg MES/jr est attendue pour la décantation primaire. Les composantes des eaux usées utilisées pour ces tests sont très solubles, des eaux usées réelles peuvent générer un volume plus important de boues. La concentration en solides totaux dans les boues primaires est généralement de 3,5%, donc la charge hydraulique produite est estimée à 554 L/jr.

4.5.3 Bassin de traitement biologique

Au cours de la décantation primaire, un volume d'eau a été envoyé avec la fraction solide (boues) et le reste va subir un traitement secondaire. Le volume de la fraction liquide généré lors de l'étape précédente et devant être traité à l'aide du procédé biologique est de 120 676 L/jr. Le biofiltre fonctionnera avec un temps de rétention hydraulique de 4 h. Le volume utile du bioréacteur avec le facteur de sécurité serait

donc de 24 135 L si nous ne tenons pas compte de la présence des supports microbiens en suspension qui vont occuper un certain volume. Puisque le taux de vide pour ce type de support (Kaldness K1) est de 93%, le volume total utile du biofiltre est donc estimé à 25 952 L.

Encore une fois, des boues secondaires vont être générées lors du traitement secondaire. Puisque cette fois, il s'agit d'un procédé biologique, la variation de la DBO_5 est aussi prise en compte pour évaluer la production de boues secondaire. En se basant sur nos résultats, une production de 18,9 kg MES/jr a été estimée. En supposant une concentration de 1,5% de solides totaux dans les boues secondaires, la charge hydraulique dans cette fraction solide est estimée à 1 257 L/jr.

4.5.4 Lit de gel / dégel

Les traitements primaire et secondaire génèrent des volumes important de boues qui vont être déshydratées sur un lit de gel/dégel. Le [Tableau 23](#) montre des périodes de gel de 8 mois environ et des périodes de dégel de plus de 4 mois entre 2003 et 2007.

Les données des jours de gel et de dégel seront très importantes dans l'étude du procédé de gel/dégel. La période de gel est presque deux fois plus longue que la période de dégel. Dans des études futures, ils seraient prudents de prendre cette donnée en considération.

La charge hydraulique des boues est estimée à 1 811 L/jr soit près de 661 m³/an. Avec une période de stockage de 12 mois/an et un facteur de sécurité de 20%, le volume utile du lit de gel/dégel serait de 793 m³. Si la hauteur utile du lit est de 1,5 m, une superficie de 529 m² serait utile pour la déshydratation des boues primaire et secondaire.

Tableau 23 *Variation de la température et des jours de gel et de dégel dans le village de Salluit entre 2002 et 2003*

Station SILA	Température (°C)			Gel	
	Moyenne	Moyenne maximale	Moyenne minimale	Jours de gel	Jours de dégel
2002 - 2003	-6,8	-4,1	-9,8	212	153
2003 - 2004	-6,5	-3,5	-9,5	232	134
2004 - 2005	-6,6	-3,7	-9,5	212	153
2005 - 2006	-4,6	-1,9	-7,4	203	162
2006 - 2007	-5,6	-3,0	-8,3	229	136

Il existe également d'autres paramètres pouvant affecter les coûts du traitement mis à part le chauffage. L'emplacement de la station d'épuration devra bien être étudié. Étant donné que les eaux usées sont transportés des fosses vers la station par des camions-citernes, l'emplacement de la station devrait être le plus proche possible pour économiser les coûts du transport. Un facteur très important peut influencer ce choix, il s'agit de la fonte du pergélisol. Allard *et al.* (2004) ont tracé sur une carte (Figure 18) des zones recommandables pour la construction. Les zones indiquées en jaune, sont celles recommandables pour la construction. Les zones rouges peuvent aussi contenir des sols solides, seulement elles n'ont pas encore été proscrites. Le choix de l'emplacement devrait aussi être proche du milieu récepteur et dans le cas du village de Salluit, les eaux usées vont être rejetées dans le Fjord de Sugluk pour être drainées ensuite vers le détroit d'Hudson. La direction principale des vents est SO-NE. La mise en place de la station au NE du village serait un avantage, car elle permettra de réduire considérablement les odeurs que peut générer la station surtout en période de dégel.

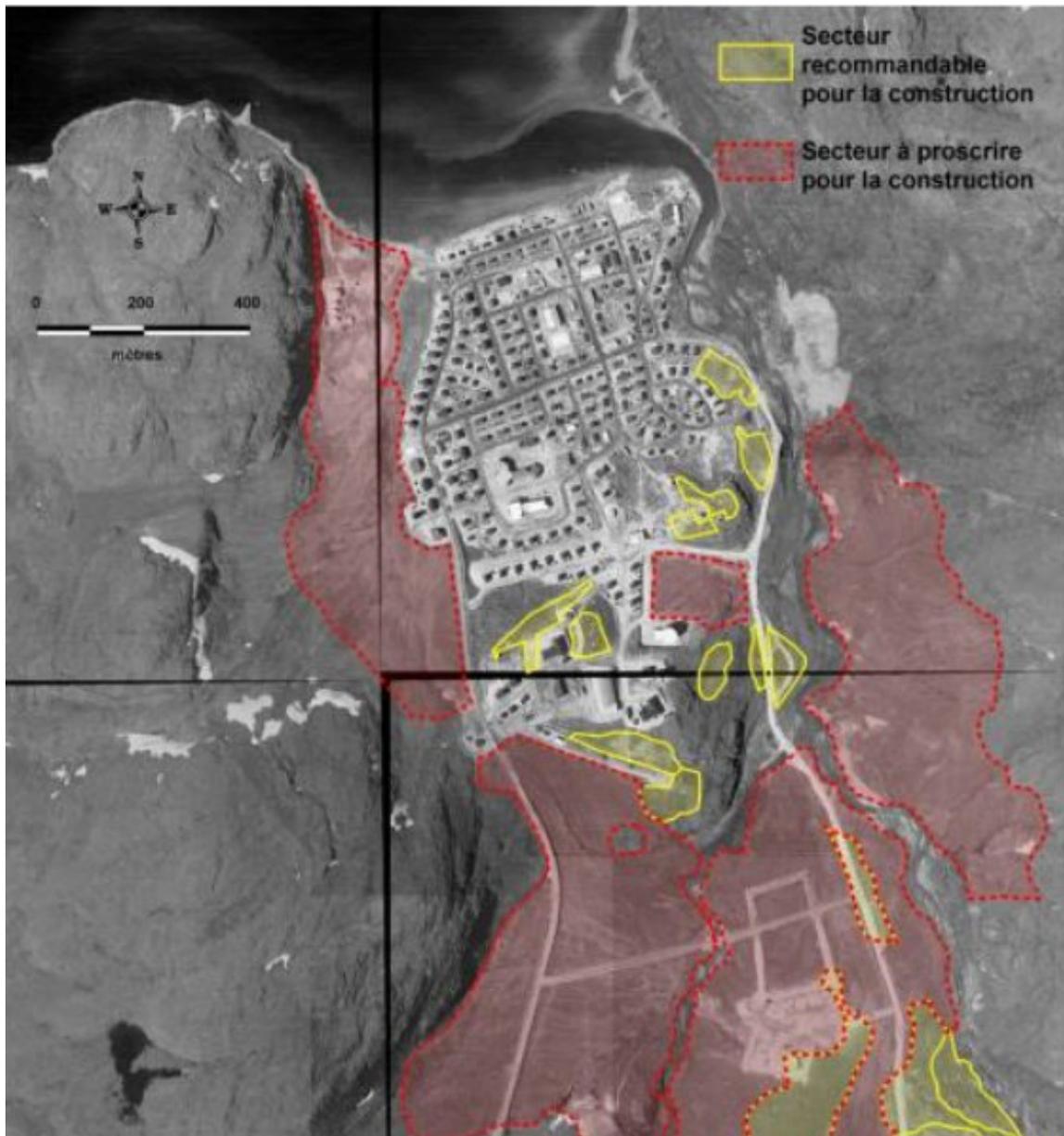


Figure 18 Carte du village de Salluit indiquant les secteurs recommandables (en jaune) et à proscrire (en rouge) pour la construction de la station de traitement

5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le présent projet de Maîtrise avait pour objectif d'évaluer la performance d'une filière technologique complète de traitement des eaux usées municipales issues des collectivités présentes dans le Nord du Québec (au Nord du 55^{ième} parallèle). La température est considérée comme étant la variable majeure dans cette étude en raison des conditions climatiques parfois extrêmes de ces régions nordiques. La filière de traitement proposée consiste en une décantation primaire, un traitement biologique (MBBR), une décantation secondaire et un traitement de conditionnement et de déshydratation des boues générées par la technique de gel/dégel. Pour tester la performance de cette filière, plusieurs paramètres ont été pris en considération à savoir le pH, la température, la teneur en OD, la DBO₅, la DCO, les MES, les nutriments, les coliformes fécaux et la siccité des boues. La première série de tests a été réalisée à une température de 20°C pour définir les conditions opératoires les plus favorables et permettre à la biomasse de se développer facilement. Une seconde série d'essais a ensuite été réalisée à 4°C pour se mettre dans les conditions réelles rencontrées dans les régions nordiques.

Une eau usée synthétique a été simulée pour tester la filière sur un échantillon ayant des concentrations aussi importantes (facteur de dilution des eaux usées assez faible dans le Nord) que celles des régions visées. La solution Syntho a permis d'obtenir une eau usée contenant 414 mg/L de DBO₅, 645 ± 104 mg/L de DCO, 73 ± 44 mg/L de MES, de 50 ± 18 mg/L de N-NH₄⁺ et de 16 ± 2 mg/L de P_{tot}.

Les résultats obtenus pour la décantation primaire ont montré que la température affecte le processus de décantation, avec une diminution des rendements d'enlèvement de la DCO_s de 84% à 47% lors de la baisse de température de 20°C à 4°C pour un TRH de 2 h. Le procédé biologique MBBR, quant-à-lui, a conservé son efficacité en ce qui concerne l'abattement de la DCO_s, de la DCO_t, de la DBO_{5t}, de la DBO_{5s} et de l'ammonium.

En effet, le procédé de traitement au complet (décantation primaire + MBBR) permet d'enlever $82,0 \pm 9,8\%$ de la DCO_s , $74,9 \pm 8,5\%$ de la DCO_t , $93,3\%$ de la DBO_5 et de $93,7\%$ de la DBO_{5s} initialement présents dans le mélange d'eaux usées et de solution Syntho et à $4^\circ C$. Des concentrations résiduelles de $51,5 \pm 23,4$ mg DCO_s/L , de 158 ± 78 mg DCO_t/L , de 22 mg DBO_5/L , de 12 mg DBO_{5s}/L , 18 mg MES/L et de $3,9 \pm 1,3$ mg $N-NH_4/L$ ont été obtenues pour les essais réalisés en mode continu à $4^\circ C$ en présence du mélange d'eaux usées et de solution Syntho. La filière de traitement développée a tout de même permis d'obtenir un effluent respectant les normes de rejets prévues pour le futur pour la DBO et les MES qui ne doivent pas dépasser 25 mg DBO_5/L et 25 mg MES/L .

Par ailleurs, l'enlèvement de MES a été affecté par la température, d'où la nécessité d'un procédé de décantation secondaire afin d'améliorer les performances d'abattement des MES pour des températures froides. La concentration moyenne en DBO_5 mesurée dans l'effluent après traitement secondaire (22 mg/L) est inférieure aux exigences définies par les futures réglementations (25 mg/L), mettant en évidence l'efficacité du traitement du MBBR. Le procédé de traitement secondaire développé au cours de ce projet est efficace et compact (faible emprise au sol), permettra de gagner de l'espace et ainsi de réduire la surface de chauffage. Par contre, les teneurs résiduelles en ammonium s'avèrent problématiques. En effet, même avec une réduction de 90% de l'ammonium initialement présent, la norme prévue pour le futur de $1,25$ mg/L n'a pas encore été atteinte.

Cependant, la période de mise en opération du bioréacteur n'était pas assez longue, et d'après plusieurs études, l'enlèvement de l'ammonium par nitrification dans les MBBR ne devient constant qu'à partir d'un mois dans des conditions aussi extrêmes de température. Dans le cas de cette étude, une faible nitrification de $4,3\%$ seulement a commencé à se produire à $4^\circ C$ après environ 15 jours. En se basant sur d'autres études, des résultats plus performants auraient pu être attendus après une plus longue période de traitement.

En ce qui concerne la déshydratation des boues par le procédé de gel/dégel, les résultats obtenus sont très encourageants, une siccité d'environ 25% a été obtenue après déshydratation. Ces valeurs incitent à faire plus de recherches dans ce sens, pour pouvoir améliorer le rendement de ce procédé.

À l'heure actuelle, les procédés conventionnels de traitement des eaux usées nordiques tels que les bassins de stabilisation et les marais naturels permettent de générer des effluents qui respectent les normes en vigueur. Mais dans le futur et avec la croissance démographique, les normes de rejets seront de plus en plus sévères. La filière proposée permet d'obtenir de meilleures performances d'épuration. Avec l'ajout d'un traitement tertiaire, la qualité des eaux traitées pourrait être améliorée de façon très significative surtout vis à vis l'enlèvement des coliformes fécaux.

La filière de traitement proposée (décantation primaire + MBBR) s'est avérée performante et ce, aussi bien à 20°C qu'à 4°C. Cependant, quelques inconvénients ont été observés, notamment en ce qui concerne l'enlèvement des coliformes fécaux, de l'ammonium et du phosphore. Par conséquent, quelques recommandations peuvent être apportées:

- Évaluer les performances d'un traitement tertiaire pour améliorer l'enlèvement de certains polluants ou nutriments afin de répondre aux futures normes de rejet.
- Envisager une étude plus détaillée du procédé de gel/dégel, qui permettra de voir l'impact du temps et de la température de congélation et décongélation sur les caractéristiques physico-chimiques des boues et de l'eau générée par celles-ci (DCOs, DCOt, COD, ST, SV, SSV, pH, alcalinité...).
- Évaluer les performances du procédé de traitement des eaux usées sur des eaux usées réelles provenant de communautés nordiques et comparer les performances à celles obtenues au cours de cette étude.
- Tester et appliquer le procédé de traitement développé à plus grande échelle.

- Réaliser une étude technico-économique complète de la filière de traitement développée.

6 RÉFÉRENCES

- Administration régionale Kativik et Service des travaux publics municipaux (2010) Renouvellement du Programme ISURRUUTIIT 2011-2015. Disponible à l'adresse suivante: <http://www.krg.ca/images/stories/docs/Parnasimautik/Annexes/FR/Annex%206%20Proposal%20Isurruutiit%20Program%20Renewal%202011-2015%20fr.pdf>, Consulté en Novembre 2016.
- Administration régionale Kativik et Société Makivik (1999) *Nunavik : utilisation et protection de la ressource en eau*. Commission sur la gestion de l'eau au Québec. Montréal, QC, Canada, 23 p.
- Akratos CS et Tsihrintzis VA (2007) Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 29(2):173-191.
- Allard M, Fortier R, Gagnon O et Michaud Y (2004) *Problématique du développement du village de Salluit, Nunavik, une communauté en croissance sur un terrain sensible au réchauffement climatique*. Rapport final au Ministère de la sécurité publique du Québec, Centre d'Études Nordiques, Université Laval, Québec, QC, Canada, 93 p.
- Almomani FA, Delatolla R et Ormeci B (2014) Field study of moving bed biofilm reactor technology for post-treatment of wastewater lagoon effluent at 1 degree C. *Environmental Technology* 35(13-16):1596-1604.
- Amgar A (2013) Biofilms de *E. coli* en réponse au fer, vers des implications cliniques ?. Disponible à l'adresse suivante: <http://amgar.blog.processalimentaire.com/e-coli/biofilms-de-e-coli-en-reponse-au-fer-vers-des-implications-cliniques/>, Consulté en Novembre 2016.
- Anderson DL, Siegrist RL, Otis RJ et Kreissl JF (1985) *Technology assessment of intermittent sand filters*. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, États-Unis, 40 p.
- Andreottola G, Foladori P et Ragazzi M (2000) Upgrading of a small wastewater treatment plant in a cold climate region using a moving bed biofilm reactor (MBBR) system. *Water Science and Technology* 41(1):177-185.
- Artiga P, Oyanedel V, Garrido JM et Méndez R (2005) An innovative biofilm-suspended biomass hybrid membrane bioreactor for wastewater treatment. *Desalination* 179(1-3):171-179.
- Asselin H (2011) Plan Nord : les Autochtones laissés en plan. *Recherches amérindiennes au Québec* 41(1):37-46.
- Atkinson B (1974) *Biochemical reactors*. Pion Ltd, Londres, Angleterre, 278 p.

- Bien JB, Malina G, Bien JD et Wolny L (2004) Enhancing anaerobic fermentation of sewage sludge for increasing biogas generation. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 39(4):939-949.
- Blais JF (2016) *Assainissement des eaux usées*. Notes de cours, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement, Québec, QC, Canada, 726 p.
- Borkar R, Gulhane M et Kotangale A (2013) Moving bed biofilm reactor– A new perspective in wastewater treatment. *Environmental Science Toxicology and Food Technology* 6(6):15-21.
- Bowen P et Keinath T (1985) Sludge conditioning: effects of sludge biochemical composition. *Water Science and Technology* 17(4-5):505-515.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (2009) *Canada-wide strategy for the management of municipal wastewater effluent*. Whitehorse, YK, Canada, 22 p.
- CEAEQ (2014) *MA. 315-DCO 1.1. Détermination de la demande chimique en oxygène : méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec, QC, Canada, 12 p.
- Chabot M et Duhaime G (1998) Land-use planning and participation: the case of Inuit public housing (Nunavik, Canada). *Habitat International* 22(4):429-447.
- Chien-Lin C (2003) *Low temperature impacts on intermittent sand bioreactors*. Thèse de doctorat, Ohio State University, Columbus, Ohio, États-Unis, 128 p.
- Chiemchaisri C et Yamamoto K (1993) Biological nitrogen removal under low temperature in a membrane separation bioreactor. *Water Science and Technology* 28(10):325-333.
- Chouinard A, Yates C, Balch G, Jørgensen S, Wootton B et Anderson B (2014) Management of tundra wastewater treatment wetlands within a lagoon/wetland hybridized treatment system using the SubWet 2.0 wetland model. *Water* 6(3):439-454.
- Christopherson SH, Anderson JJ et Gustafson DM (2005) Evaluation of recirculating sand filter in a cold climate. *Water Science and Technology* 51(10):267-272.
- Clark SE, Coutts HJ et Jackson RL (1970) Alaska sewage lagoons. Second International Symposium on Sewage Lagoons, College, Alaska, États-Unis, 8 p.
- Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (2014) *Stratégie pancanadienne sur la gestion des effluents d'eaux usées municipales*. Winnipeg, Manitoba, Canada, 20 p.
- Converse MM et Converse JC (1999) *Sand filter evaluation in a northern climate*. Research funded by Small Scale Waste Management Project (SSWMP), Department of Soil Science, Madison, Wisconsin, États-Unis, 10 p.

- Dawson RN et Grainge JW (1969) Proposed design criteria for wastewater lagoons in arctic and sub-arctic regions. *Water Pollution Control Federation* 41(2):237-246.
- Delatolla R, Tufenkji N, Comeau Y, Gadbois A, Lamarre D et Berk D (2010) Investigation of laboratory-scale and pilot-scale attached growth ammonia removal kinetics at cold temperature and low influent carbon. *Water Quality Research Journal of Canada* 45(4):427-436.
- Denny P (1997) Implementation of constructed wetlands in developing countries. *Water Science and Technology* 35(5):27-34.
- Desjardins MA et Brière FG (1996) Conditionnement et déshydratation de boues d'étangs aérés facultatifs à l'aide du gel-dégel naturel: résultats d'essais. *Canadian Journal of Civil Engineering* 23(2):323-339.
- Desjardins MA (1991) Déshydratation sur lits de séchage de boues d'étangs aérés facultatifs conditionnées chimiquement ou par gel-dégel. *14^{ième} Symposium international sur le traitement des eaux usées et 3^{ième} Atelier sur l'eau potable*, Montréal, QC, Canada, pp. 181-191.
- Di Trapani D, Christensso M et Odegaard H (2011) Hybrid activated sludge/biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: a case study. *Water Science and Technology* 63(6):1121-1129.
- Di Trapani D, Christensson M, Torregrossa M, Viviani G et Ødegaard H (2013) Performance of a hybrid activated sludge/biofilm process for wastewater treatment in a cold climate region: Influence of operating conditions. *Biochemical Engineering Journal* 77:214-219.
- Doku IA et Heinke GW (1995) Potential for greater use of wetlands for waste treatment in northern Canada. *Journal of Cold Regions Engineering* 9(2):75-88.
- Elliott A et Mahmood T (2007) Pretreatment technologies for advancing anaerobic digestion of pulp and paper biotreatment residues. *Water Research* 41(19):4273-4286.
- Farrell J, Smith Jr J, Dean R, Grossman III E et Grant O (1970) Natural freezing for dewatering of aluminum hydroxide sludges. *American Water Works Association* 62(12):787-791.
- Federation of Canadian Municipalities and National Research Council Federation (2004) Optimization of lagoon operation : a best practice by the national guide to sustainable municipal infrastructure. Federation of Canadian Municipalities and National Research Council, 40 p.
- Gazette C (2012) Wastewater systems effluent. Vol. 146(No. 15).
- Gebert W et Wilderer PA (2000) Heating up trickling filters to tackle cold weather conditions. *Water Science and Technology* 41(1):163-166.

- Gilbert EM, Agrawal S, Karst SM, Horn H, Nielsen PH et Lackner S (2014) Low temperature partial nitrification/anammox in a moving bed biofilm reactor treating low strength wastewater. *Environmental Science and Technology* 48(15):8784-8792.
- Gloyna EF (1971) *Waste stabilization ponds*. World Health Organization, Genève, Suisse, 175 p.
- Gold A, Lamb B, Loomis G et McKiel C (1989) Nitrogen removal systems for on-site wastewater treatment. Proceedings: Sixth Northwest On-Site Wastewater Treatment Short Course, Seattle, Washington, États-Unis.
- Grainge JW (1969) Arctic heated pipe water and waste water systems. *Water Research* 3(1):47-64.
- Grantham GR, Emerson DL et Henry AK (1949) Intermittent sand filter studies. *Sewage Works Journal* 21(6):1002-1015.
- Grunditz C et Dalhammar G (2001) Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of nitrosomonas and nitrobacter. *Water Research* 35(2):433-440.
- Gunnarsdóttir R, Jensen PD, Jensen PE, Villumsen A et Kallenborn R (2013) A review of wastewater handling in the Arctic with special reference to pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and microbial pollution. *Ecological Engineering* 50:76-85.
- Gustafson DM, Anderson JL et Christopherson SH (2002) Aerobic treatment units. University of Minnesota Extension Service. Disponible à l'adresse suivante : <http://www.extension.umn.edu/environment/housing-technology/moisture-management/aerobic-treatment-unit/>, Consulté en Novembre 2016.
- Hayward J et Jamieson R (2015) Derivation of treatment rate constants for an arctic tundra wetland receiving primary treated municipal wastewater. *Ecological Engineering* 82:165-174.
- Hayward J, Jamieson R, Boutilier L, Goulden T et Lam B (2014) Treatment performance assessment and hydrological characterization of an arctic tundra wetland receiving primary treated municipal wastewater. *Ecological Engineering* 73:786-797.
- Hedström A et Hanaeus J (1999) Natural freezing, drying, and composting for treatment of septic sludge. *Journal of Cold Regions Engineering* 13(4):167-179.
- Hoang V, Delatolla R, Abujamel T, Mottawea W, Gadbois A, Laflamme E et Stintzi A (2014) Nitrifying moving bed biofilm reactor (MBBR) biofilm and biomass response to long term exposure to 1°C. *Water Research* 49:215-224.
- Hong Y et Weiran S (1995) Using reed beds for winter operation of wetland treatment system for wastewater. *Water Science and Technology* 32(3):111-117.
- Hosseini SH et Borghei SM (2005) The treatment of phenolic wastewater using a moving bed bio-reactor. *Process Biochemistry* 40(3-4):1027-1031.

- Houweling D, Monette F, Millette L et Comeau Y (2007) Modelling nitrification of a lagoon effluent in moving-bed biofilm reactors. *Water Quality Research Journal of Canada* 42(4):284-294.
- Hu K, Jiang J-Q, Zhao Q-L, Lee D-J, Wang K et Qiu W (2011) Conditioning of wastewater sludge using freezing and thawing: role of curing. *Water Research* 45(18):5969-5976.
- Jenssen P, Maehlum T et Krogstad T (1993) Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Water Science and Technology* 28(10):149-157.
- Johnson B, Wight J, Bowles D, Reynolds J et Middelbrooks E (1979) *Waste stabilization lagoon microorganism removal efficiency and effluent disinfection with chlorine*. United States Environmental Protection Agency, Springfield, VI, États-Unis, 385 p.
- Johnson K et Cucheran J (1994) Performance evaluation of primary sewage lagoon in Iqaluit. Disponible à l'adresse suivante: <http://docslide.us/documents/performance-evaluation-of-primary-sewage-lagoon-in-iqaluit-nwt.html>, Consulté en Novembre 2016.
- Johnson K et Wilson A (1999) Sewage treatment systems in communities and camps of the Northwest Territories and Nunavut. Cold Regions Specialty Conference of the Canadian Society for Civil Engineering, Edmonton, Alberta, Canada, 10 p.
- Kadlec R et Wallace S (2008) *Treatment wetlands*. CRC press, Boca Raton, Floride, États-Unis.
- Karr PR et Keinath TM (1978) Influence of particle size on sludge dewaterability. *Water Pollution Control Federation* 50(8):1911-1930.
- Kativik School Board (2016) Carte de localisation du village de Salluit. Disponible à l'adresse suivante : <http://www.kativik.qc.ca/regular-sector-schools>, Consulté en Novembre 2016.
- Kinner N, Curds C et Meeker L (1988) Protozoa and metazoa as indicators of effluent quality in rotating biological contactors. *Water Science and Technology* 20(11-12):199-203.
- Knox A, Dahlgren R, Tate K et Atwill ER (2008) Efficacy of natural wetlands to retain nutrient, sediment and microbial pollutants. *Journal of Environmental Quality* 37(5):1837-1846.
- La Cour Jansen J, Kristensen GH et Laursen KD (1992) Activated sludge nitrification in temperate climate. *Water Science and Technology* 25(4-5):177-184.
- Langstaff D (2011) Reducing the gaps in the northern water infrastructure. *Journal of the Northern Territories Water and Waste Association Journal*, Septembre, 51 p.
- Lazarova V et Manem J (1995) Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water Research* 29(10):2227-2245.

- Lekang OI et Kleppe H (2000) Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering* 21(3):181-199.
- Lévesque AM (2009) *Salluit : analyse et reconstitution d'évènements significatifs pertinents à l'aménagement du territoire et à la sécurité publique*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, QC, Canada, 85 p.
- Liu Q, Wang XC, Liu Y, Yuan H et Du Y (2010) Performance of a hybrid membrane bioreactor in municipal wastewater treatment. *Desalination* 258(1-3):143-147.
- Loudon T, Thompson D, Fay L et Reese L (1985) Cold climate performance of recirculating sand filters. Proceedings of the Second National Home Sewage Treatment Symposium, Édit Asae, St. Joseph, Michigan, États-Unis, pp. 333-341.
- Martel CJ (1993) Fundamentals of sludge dewatering in freezing beds. *Water Science and Technology* 28(1):29-35.
- Martel CJ et Diener CJ (1991) Pilot-scale studies of sludge dewatering in a freezing bed. *Canadian Journal of Civil Engineering* 18(4):681-689.
- McCarthy BGS, Axler R et Henneck J (2001) *Performance of a textile filter, polishing sand filter and shallow trench system for the treatment of domestic wastewater at the northeast regional correction center*. NRRI Technical Report NRRI/TR-01/34. Natural Resources Research Institute, University of Minnesota, Duluth, Minnesota, États-Unis, 28 p.
- McNulty K, Malarkey A, Goldsmith R et Fremont H (1980) Evaluation of hot acid treatment for municipal sludge conditioning. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis, 171 p.
- Metcalf Eddy (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw-Hill, New York, NY, États-Unis, 1848 p.
- Montusiewicz A, Lebiocka M, Rozej A, Zacharska E et Pawłowski L (2010) Freezing/thawing effects on anaerobic digestion of mixed sewage sludge. *Bioresource Technology* 101(10):3466-3473.
- Municipality of Anchorage (2008) *Hillside district plan phase II, draft onsite wastewater supplementary*. Anchorage, Alaska, États-Unis, 233 p.
- Nopens I, Capalozza C et Vanrolleghem PA (2001) Stability analysis of a synthetic municipal wastewater. Rapport technique, Department of Applied Mathematics Biometrics and Process Control, University of Gent, Gent, Belgique, 23 p.
- Nuttall M (2000) Indigenous peoples, self-determination, and the Arctic environment. *The Arctic: Environment, People, Policy* :377-409.
- O'Toole G, Kaplan HB et Kolter R (2000) Biofilm formation as microbial development. *Annual Reviews in Microbiology* 54(1):49-79.
- Ødegaard H, Rusten B et Westrum T (1994) A new moving bed biofilm reactor-applications and results. *Water Science and Technology* 29(10-11):157-165.

- Olson MR, Axler RP, Hicks RE, Henneck JR et McCarthy BJ (2005) Seasonal virus removal by alternative onsite wastewater treatment systems. *Journal of Water and Health* 3(2):139-155.
- Pattarkine VM, Chann RC et Tharp CE (2006) Advanced lagoon treatment technologies for wastewater treatment. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2006(10):2991-3002.
- Prince DS, Smith DW et Stanley SJ (1995) Intermittent-discharge lagoons for use in cold regions. *Journal of Cold Regions Engineering* 9(4):183-194.
- Pundsack J, Axler R, Hicks R, Henneck J, Nordman D et McCarthy B (2001) Seasonal pathogen removal by alternative on-site wastewater treatment systems. *Water Environment Research* 73(2):204-212.
- Ragush CM, Schmidt JJ, Krkosek WH, Gagnon GA, Truelstrup-Hansen L et Jamieson RC (2015) Performance of municipal waste stabilization ponds in the Canadian Arctic. *Ecological Engineering* 83:413-421.
- Reed SC et Crites RW (1984) *Handbook of land treatment systems for industrial and municipal wastes*. Noyes Publications, Park Ridge, NJ, United States.
- Reed SC, Pottle DS, Moeller WB, Ott CR, Peirent R et Niedringhaus EL (1985) *Prevention of freezing and other cold weather problems at wastewater treatment facilities*. United States Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH, États-Unis, 49 p.
- Rees WE et Fenge T (1987) *Hinterland or homeland? Land-use planning in northern Canada*. Canadian Arctic Resources Committee, Ottawa, ON, Canada, 161 p.
- Rusten B, Eikebrokk B, Ulgenes Y et Lygren E (2006) Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering* 34(3):322-331.
- Satin M, Selmi B et Bourrier R (2010) *Guide technique de l'assainissement, 4e édition*. Le Moniteur Editions, Paris, France. 775p.
- Schleppenbach FX (1984) *Water filtration at Duluth*. United States Environmental Protection Agency, Municipal Environmental Research Laboratory, Washington, DC, États-Unis, 234 p.
- Shimizu T, Haji H et Mochizuki F (1980) Method of dehydrating organic sludge. US patent No. 4,221,661 A.
- Sikumiut Environmental Management Ltd (2008) *Wide strategy for the management of municipal wastewater effluent : Nunatsiavut regional impact analysis*. Canadian Council of Ministers of the Environment Draft Canada. Inuit Tapariit Kanatami, Ottawa, ON, Canada.
- Smith D (1986) *Cold climate utilities manual*. Canadian Society for Civil Engineering, Montréal, QC, Canada.

- Smith D (1996) *Cold regions utilities monograph*. Disponible à l'adresse suivante: <http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/9780784401927>, Consulté en Novembre 2016.
- Smith DW (1983) *A critical evaluation of the operation and performance of lagoons in cold climates*. Environmental Protection Programs Directorate, Environmental Protection Service, 230 p. Disponible à l'adresse suivante: <https://books.google.ca/books?id=NcTpcQAACAAJ>.
- Soniassy RN et Lemon R (1986) Lagoon treatment of municipal sewage effluent in a subarctic region of Canada (Yellowknife, NWT). *Water Science and Technology* 18(2):129-139.
- Takakuwa NFT (1999) *Simulation analysis of operating conditions for a municipal wastewater treatment plant at low temperatures*. Biotechnological Applications of Cold-Adapted Organisms, Springer, Autriche, pp. 203-220.
- Thomashow MF (1998) Role of cold-responsive genes in plant freezing tolerance. *Plant Physiology* 118(1):1-8.
- Tomei MC, Bertanza G, Canato M, Heimersson S, Laera G et Svanström M (2016) Techno-economic and environmental assessment of upgrading alternatives for sludge stabilization in municipal wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production* 112:3106-3115.
- Turcotte V, Blais JF, Mercier G et Drogui P (2009) Utilisation des écailles de cacao comme support de biofiltration pour le traitement d'effluents de l'industrie agro-alimentaire. *Canadian Journal of Civil Engineering* 36(6):1059-1070.
- Urynowicz M, Bedessem M et Jin S. (2007) Nitrogen removal in recirculating sand filter systems with upflow anaerobic components. *Journal of Environmental Engineering* 133(5):464-470.
- USEPA (1983) *Process design manual: land application of municipal sludge*. United States Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio, États-Unis, 301 p.
- Verma M, Brar S, Blais JF, Tyagi RD et Surampalli R (2006) Aerobic biofiltration processes—Advances in wastewater treatment. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 10(4):264-276.
- Vesilind PA, Wallinmaa S et Martel CJ (1991) Freeze-thaw sludge conditioning and double layer compression. *Canadian Journal of Civil Engineering* 18(6):1078-1083.
- Vieira K, Musyoka K et Kroeker M (2012) *Wastewater facility upgraded without abandoning existing lagoons*. *Environmental Science and Engineering Magazine, Summer 2012*, Disponible à l'adresse suivante: <https://static1.squarespace.com/static/565c7a71e4b05079e4c2305c/t/565cdc39e4b0671c008091a3/1448926265819/ESE-2012-4-Summer.pdf>. Consulté en Novembre 2016.

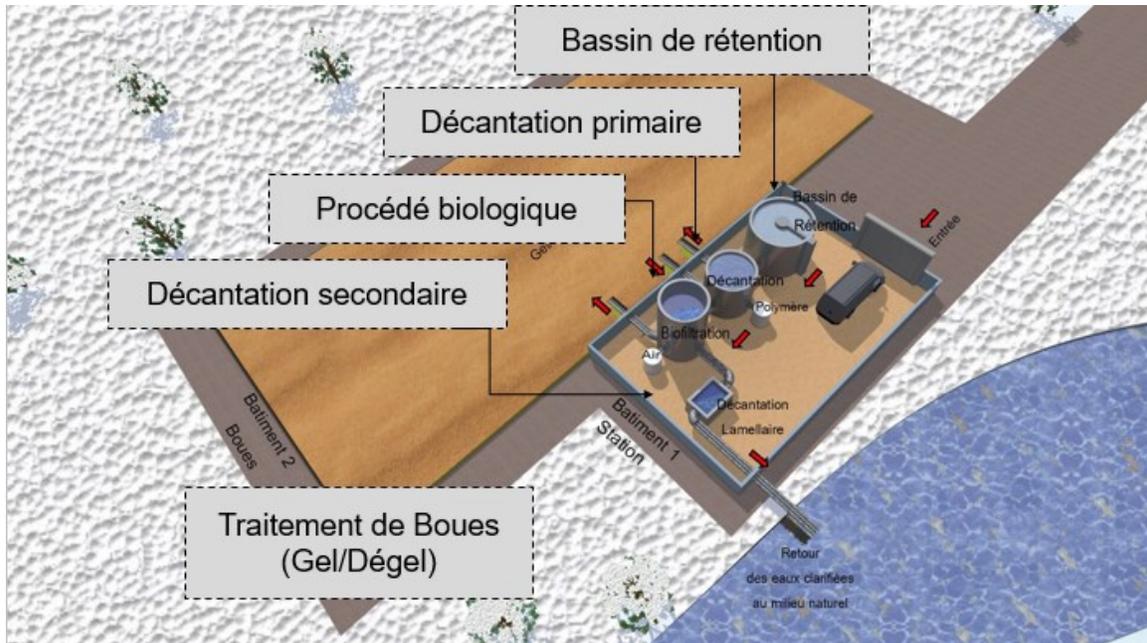
- Vigne E (2007) *Étude et modélisation dynamique d'un procédé par biofiltration en nitrification tertiaire*. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Québec, Canada, 478 p.
- Vymazal J (2010) Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience†. *Environmental Science and Technology* 45(1):61-69.
- Walsh J (1978) *Process design manual : municipal sludge landfills*. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis, Disponible à l'adresse suivante: <http://www.ircwash.org/sites/default/files/342-78PR-625.pdf>, Consulté en Novembre 2016.
- Warren JA, Berner JE et Curtis T (2005) Climate change and human health: infrastructure impacts to small remote communities in the north. *International Journal of Circumpolar Health* 64(5):487-497.
- Wessman FG et Johnson CH (2006) Cold weather nitrification of lagoon effluent using a moving bed biofilm reactor (MBBR) treatment process. *Proceedings of the Water Environment Federation* 2006(7):4738-4750.
- World Health Organization et UNICEF (2013) Progress on sanitation and drinking-water. *WHO Press*, New York, États-Unis, 90 p.
- Wijffels R, Hunik J, Leenen E, Günther A, de Castro J, Tramper J, Englund G et Bakketun Å (1995) Effects of diffusion limitation on immobilized nitrifying microorganisms at low temperatures. *Biotechnology and Bioengineering* 45(1):1-9.
- Williamson E (2010) Cold climate performance analysis of on-site domestic wastewater treatment systems. *Water Environment Research* 82(6):512-518.
- Wootton B, Durkalec A et S. Ashley (2008) *Draft Canada-wide strategy for the management of municipal wastewater effluent: Nunavut regional impact analysis. Inuit Tapiriit Kanatami*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Yates CN (2012) *Developing an understanding for wastewater treatment in remote communities in Nunavut, Canada*. Thèse de doctorat, Université de Waterloo, Waterloo, ON, Canada, 158 p.
- Yates CN, Balch GC, Wootton BC et Jørgensen SE (2014) Practical aspects, logistical challenges, and regulatory considerations for modeling and managing treatment wetlands in the Canadian arctic. *Developments in Environmental Modelling*, Volume 26:567-583.
- Yates CN, Wootton B, Jorgensen SE, Santiago V et Murphy SD (2010) Natural wetlands for treating municipal wastewater in the Canadian Arctic: A case study of the Chesterfield Inlet, Nunavut wetland. 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venise, Italie.

Yates CN, Wootton BC et Murphy SD (2012) Performance assessment of arctic tundra municipal wastewater treatment wetlands through an arctic summer. *Ecological Engineering* 44:160-173.

ANNEXE 1

Schéma de la filière proposée de traitement des eaux usées en milieu nordique

(Cas du village de Salluit)



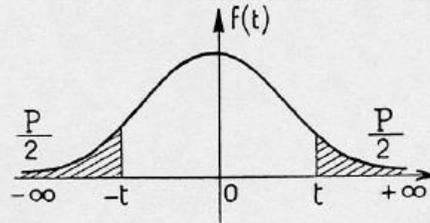
ANNEXE 2

Composition élémentaire des eaux usées de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Québec

Composé	Concentration (mg/L)
Al	0,109
As	0,008
B	0,086
Ba	0,047
Ca	61,12
Cd	0,003
Co	1,097
Cr	0,001
Cu	0,019
Fe	1,305
K	41,98
Mg	7,697
Mn	0,220
Mo	0,003
Na	160,5
Ni	0,256
P	3,355
Pb	0,014
S	25,25
Se	0,033
Sn	0,003
Zn	0,037

ANNEXE 3

Indice de coefficient selon la méthode de Student



$\frac{P}{v}$	0,90	0,80	0,70	0,60	0,50	0,40	0,30	0,20	0,10	0,05	0,02	0,01	0,001
1	0,158	0,325	0,510	0,727	1,000	1,376	1,963	3,078	6,314	12,706	31,821	63,657	636,619
2	0,142	0,289	0,445	0,617	0,816	1,061	1,386	1,886	2,920	4,303	6,965	9,925	31,598
3	0,137	0,277	0,424	0,584	0,765	0,978	1,250	1,638	2,353	3,182	4,541	5,841	12,929
4	0,134	0,271	0,414	0,569	0,741	0,941	1,190	1,533	2,132	2,776	3,747	4,604	8,617
5	0,132	0,267	0,408	0,559	0,727	0,920	1,156	1,476	2,015	2,571	3,365	4,032	6,869
6	0,131	0,265	0,404	0,553	0,718	0,906	1,134	1,440	1,943	2,447	3,143	3,707	5,959
7	0,130	0,263	0,402	0,549	0,711	0,896	1,119	1,415	1,895	2,365	2,998	3,499	5,408
8	0,130	0,262	0,399	0,546	0,706	0,889	1,108	1,397	1,860	2,306	2,896	3,355	5,041
9	0,129	0,261	0,398	0,543	0,703	0,883	1,100	1,383	1,833	2,262	2,821	3,250	4,781
10	0,129	0,260	0,397	0,542	0,700	0,879	1,093	1,372	1,812	2,228	2,764	3,169	4,587
11	0,129	0,260	0,396	0,540	0,697	0,876	1,088	1,363	1,796	2,201	2,718	3,106	4,437
12	0,128	0,259	0,395	0,539	0,695	0,873	1,083	1,356	1,782	2,179	2,681	3,055	4,318
13	0,128	0,259	0,394	0,538	0,694	0,870	1,079	1,350	1,771	2,160	2,650	3,012	4,221
14	0,128	0,258	0,393	0,537	0,692	0,868	1,076	1,345	1,761	2,145	2,624	2,977	4,140
15	0,128	0,258	0,393	0,536	0,691	0,866	1,074	1,341	1,753	2,131	2,602	2,947	4,073
16	0,128	0,258	0,392	0,535	0,690	0,865	1,071	1,337	1,746	2,120	2,583	2,921	4,015
17	0,128	0,257	0,392	0,534	0,689	0,863	1,069	1,333	1,740	2,110	2,567	2,898	3,965
18	0,127	0,257	0,392	0,534	0,688	0,862	1,067	1,330	1,734	2,101	2,552	2,878	3,922
19	0,127	0,257	0,391	0,533	0,688	0,861	1,066	1,328	1,729	2,093	2,539	2,861	3,883
20	0,127	0,257	0,391	0,533	0,687	0,860	1,064	1,325	1,725	2,086	2,528	2,845	3,850
21	0,127	0,257	0,391	0,532	0,686	0,859	1,063	1,323	1,721	2,080	2,518	2,831	3,819
22	0,127	0,256	0,390	0,532	0,686	0,858	1,061	1,321	1,717	2,074	2,508	2,819	3,792
23	0,127	0,256	0,390	0,532	0,685	0,858	1,060	1,319	1,714	2,069	2,500	2,807	3,767
24	0,127	0,256	0,390	0,531	0,685	0,857	1,059	1,318	1,711	2,064	2,492	2,797	3,745
25	0,127	0,256	0,390	0,531	0,684	0,856	1,058	1,316	1,708	2,060	2,485	2,787	3,725
26	0,127	0,256	0,390	0,531	0,684	0,856	1,058	1,315	1,706	2,056	2,479	2,779	3,707
27	0,127	0,256	0,389	0,531	0,684	0,855	1,057	1,314	1,703	2,052	2,473	2,771	3,690
28	0,127	0,256	0,389	0,530	0,683	0,855	1,056	1,313	1,701	2,048	2,467	2,763	3,674
29	0,127	0,256	0,389	0,530	0,683	0,854	1,055	1,311	1,699	2,045	2,462	2,756	3,659
30	0,127	0,256	0,389	0,530	0,683	0,854	1,055	1,310	1,697	2,042	2,457	2,750	3,646
40	0,126	0,255	0,388	0,529	0,681	0,851	1,050	1,303	1,684	2,021	2,423	2,704	3,551
80	0,126	0,254	0,387	0,527	0,679	0,848	1,046	1,296	1,671	2,000	2,390	2,660	3,460
120	0,126	0,254	0,386	0,526	0,677	0,845	1,041	1,289	1,658	1,980	2,358	2,617	3,373
∞	0,126	0,253	0,385	0,524	0,674	0,842	1,036	1,282	1,645	1,960	2,326	2,576	3,291