



Comportement et caractérisation des boues d'un système de traitement des eaux usées par étangs aérés augmentés

Mémoire

Gabrielle Ridyard

Maîtrise en génie des eaux

Maître ès sciences (M.Sc.)

Québec, Canada

© Gabrielle Ridyard, 2020

Comportement et caractérisation des boues d'un système de traitement des eaux usées par étangs aérés augmentés

Mémoire

Gabrielle Ridyard

Sous la direction de :

Paul Lessard, directeur de recherche

Peter Vanrolleghem, codirecteur de recherche

Résumé

Le traitement des eaux usées par étangs aérés facultatifs est la méthode de traitement la plus répandue au Québec. Depuis l'adoption du ROMAEU (Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées), plusieurs municipalités doivent faire une mise à niveau de leur station de traitement pour se conformer aux nouvelles normes de rejet, soit une concentration à l'effluent en MeS de 25 mg/L ainsi qu'une concentration en DBO_5C de 25 mg/L. De plus, plusieurs stations ont, à ce jour, atteint leur vie utile et/ou leurs charges hydraulique ou organique sont dépassées. Ainsi, pour augmenter la capacité des étangs, quelques solutions ont été développées, dont le système KAMAK^{MC} conçu par la compagnie Bionest, qui consiste en deux réacteurs à milieu fixe insérés dans un étang entre trois zones de décantation. Peu de données sont actuellement disponibles pour assurer une compréhension approfondie de ce procédé et de ses sous-systèmes. La présente étude consiste donc en l'analyse du comportement des boues au sein de cette nouvelle filière de traitement, principalement dans les zones de décantation.

L'étude a été réalisée sur un système KAMAK^{MC} installé dans le premier tiers de l'étang aéré de Grandes-Piles, en Mauricie. Le suivi de l'accumulation de boues a été effectué de mai 2016 à mai 2017 inclusivement, à raison d'une fois par mois. Les mesures ont été prises à l'aide d'une jauge à boues à différents points dans les zones de clarification. À titre de comparaison, des mesures avec un sonar ont été effectuées 3 fois durant la période du suivi (avril et octobre 2016 ainsi qu'en mai 2017). En parallèle aux mesures de hauteurs de boues, un échantillonnage a été effectué pour faire certaines analyses, dont les solides totaux (ST) et les solides totaux volatils (STV). De plus, une mesure de gaz in situ ainsi qu'en laboratoire ont été réalisées pendant la période estivale permettant de mieux caractériser la digestion anaérobie survenant dans ces zones de décantation.

La température de l'eau durant la période de suivi a varié entre approximativement 2 °C et 22°C. Les taux d'accumulation trouvés pour Cl2 et Cl3 sont respectivement de $0,05\text{m}^3\text{an}^{-1}\text{hab}^{-1}$ et de $0,06\text{m}^3\text{an}^{-1}\text{hab}^{-1}$. Par contre, la première zone de décantation possède un taux d'accumulation de boues annuel de 0. Cela suggère que l'aération fournie dans Cl1 limite l'accumulation de boues à 0,6m et que les solides primaires se déplacent vers Cl2 et Cl3. À partir du ratio STV/ST, il a été possible de remarquer qu'en température froide, le ratio était plus élevé dans les zones de décantation, tandis qu'en température chaude ce ratio était diminué. Pour la récolte de gaz in situ, des valeurs de $18\text{LCH}_4\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ et $4\text{LCH}_4\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ont été trouvées dans ces deux zones et ils étaient composés de 62,8% de méthane en moyenne et 1,4% de CO_2 . Le peu de gaz carbonique est probablement attribuable à une solubilisation du gaz dans l'eau sous-jacente au montage de récolte de gaz.

Abstract

In Quebec, wastewaters are mostly treated with aerated facultative lagoons. Since the adoption of the Regulation respecting municipal wastewater treatment works, many municipalities need to upgrade and improve their wastewater treatment station to comply with the new requirements, which are a concentration of suspended solids (SS) less than or equal to 25 mg/L and a concentration of the 5-day carbonaceous biochemical oxygen demand (CBOD₅) less than or equal to 25 mg/L. Moreover, many stations have arrived at the end of their operating life expectancy and other stations have even exceeded their organic loads or flowrate loads. One solution that would help these municipalities would be to improve these stations with the new KAMAK^{MC} technology developed by Bionest. This new technology incorporates two reactors containing BIONEST[®] inert media placed directly in a lagoon, between three clarification zones. At this time, there is a lack of technical data to ensure a good understanding of the KAMAK^{MC} system. The aim of the present study is to characterize sludge accumulations in this new technology, especially in the clarification zones.

Tests were conducted with a KAMAK^{MC} system installed in the first third of an aerated lagoon belonging to the municipality of Grandes-Piles, in province of Québec. Between May 2016 and May 2017, measurements of sludge accumulations are taken monthly with a sludge judge in the clarification zones. To compare these measurements, sonar testing is taken 3 times during the year (April and October 2016 and May 2017). Sludge samples are taken during the year to measure total suspended solids (TSS) and volatile suspended solids (VSS). Moreover, gas sampling equipment sits over the lagoon to retrieve samples during the summer months of 2016, to allow a better characterization of anaerobic digestion in the zones.

Water temperature during this follow up was between 2°C and 22°C. The sludge accumulation rate in the second and the third clarification zones were 0,05m³y⁻¹hab⁻¹ et de 0,06m³y⁻¹hab⁻¹. In fact, the first clarification zone had a sludge accumulation rate of 0. This indicates that aeration in the first zone was high, restraining the sludge accumulation to a value of 0,6m and that primary solids were probably displaced in the next two clarification zone due to excessive aeration. The VSS/TSS ratio indicates that in cold temperature, the ratio was constant in every zone, while during the summer months a lower ratio was observed. Values of 18 LCH₄m⁻²d⁻¹ and 4 LCH₄m⁻²d⁻¹ in CI2 and CI3 were found with the gas collector on the lagoon. Average methane concentrations in the gas collector were 62,8% and 1,4% of CO₂. The low percentage of CO₂ might be caused by the gas solubilization in the water.

Table des matières

Résumé.....	III
Abstract.....	IV
Table des matières	V
Liste des figures	VIII
Liste des tableaux.....	X
Liste des abréviations et symboles	XI
Remerciements	XIII
Chapitre 1 : Introduction.....	1
Chapitre 2 : Revue de littérature.....	4
2.1 Traitement biologique.....	4
2.1.1 La base du traitement biologique.....	4
2.2 Lagunage	5
2.2.1 Étangs aérés facultatifs.....	6
2.3 Mécanismes d'enlèvement de la matière organique	9
2.4 Digestion anaérobie des boues	10
2.4.1 Applications de la digestion anaérobie des boues d'une station de traitement	12
2.4.2 Accumulation et caractérisation des boues dans les étangs	13
2.4.3 La gestion des boues au Québec	16
2.5 Augmentation de la capacité des étangs.....	18
2.5.1 Procédé à biomasse fixe	19
2.5.1.1 Réacteur biologique à lit mobile (RBLM)	20
2.5.1.2 Integrated fixed-film activated sludge (IFAS)	21
2.5.2 Submerged fixed bed biofilm reactor (SFBBR)	22
2.5.3 Technologie BIONEST ^{MD} et KAMAK ^{MC}	22
Chapitre 3 : Objectifs	25
Chapitre 4 : Matériel et méthodes.....	26

4.1 Site expérimental à l'étude	26
4.1.1 Description de la chaîne de traitement KAMAK ^{MC}	26
4.1.2 Cellule KAMAK ^{MC}	27
4.1.3 Conditions d'opération	28
4.2 Suivi du taux d'accumulation des boues dans les trois zones de décantation : Objectif 1.....	28
4.2.1 Méthode et instrument utilisé pour les mesures de l'accumulation des boues.....	28
4.2.2 Fréquence d'échantillonnage et points de mesure.....	30
4.2.3 Mesures avec le sonar	31
4.3 Caractérisation des boues dans chacune des zones de décantation : Objectif 2	33
4.3.1 Analyses effectuées sur les boues et sur l'eau usée.....	33
4.3.2 Échantillonnage des boues et de l'eau usée	34
4.3.3 Points de mesure.....	34
4.4 Quantification de la dégradation anaérobie des boues : Objectif 3	35
4.4.1 Le test PBM et SMA.....	35
4.5 Quantification de la production de gaz directe	37
4.5.1 Matériel nécessaire à la récupération du gaz	37
4.5.2 Analyse du gaz récupéré.....	38
4.5.3 Points de mesure et fréquence d'échantillonnage	39
Chapitre 5 : Résultats et Analyses	40
5.1 Paramètres du système KAMAK ^{MC} à l'étude	40
5.1.1 Paramètres de suivi du système KAMAK ^{MC}	41
5.1.2 Mesure des profils verticaux de pH dans la colonne d'eau du KAMAK ^{MC}	43
5.2 Résultats et analyse du suivi de l'accumulation des boues dans les trois zones de décantation : Objectif 1	45
5.2.1. Résultats et analyse du suivi dans la première zone de décantation (CI1).....	45
5.2.2 Résultats et analyse du suivi dans la deuxième zone de décantation (CI2)	47
5.2.3 Résultats et analyse du suivi dans la troisième zone de décantation (CI3)	49

5.2.4 Mesures prises avec le sonar	50
5.2.5 Comparaison des mesures avec sonar et jauge à boues	52
5.3 Résultats et analyse de la caractérisation des boues dans les zones de décantation : Objectif 2	53
5.4 Résultats et analyse de la dégradation anaérobie survenant dans les zones de décantation : Objectif 3	55
5.4.1 Mesure de la production de gaz en laboratoire.....	55
5.4.2 Mesure de la production de gaz in situ.....	57
5.4.3 Présence de floes à la surface de l'étang	58
Chapitre 6 : Conclusions	61
Chapitre 7 : Recommandations	62
Bibliographie.....	63
Annexes	67
Annexe A	67
Annexe B	80
Annexe C	82
Annexe D	84

Liste des figures

Figure 1 Processus survenant dans une rivière (Lessard, 2016)	5
Figure 2 Processus naturel survenant dans une rivière adaptée de Lessard (2016)	6
Figure 3 Vue en coupe d'un étang aéré facultatif adaptée de Lessard (2016).....	7
Figure 4 Taux de croissance relative des bactéries psychrophiles, mésophiles et thermophiles méthanogènes van Lier <i>et al.</i> (1997)	10
Figure 5 Grandes étapes de la digestion anaérobie d'après Garcia (1990)	11
Figure 6 Taux d'accumulation (l/pers.d) des boues primaires dans une fosse septique (Gray, 1995)	14
Figure 7 Graphique de l'accumulation des boues au fil du temps adapté de Burns <i>et al.</i> (1970).....	15
Figure 8 Modes de gestion des principaux déchets de matières organiques putrescibles au Québec en tonnes humides, en 2010 (Hébert, 2012)	17
Figure 9 Différentes configurations d'un procédé RBLM (Ødegaard, 2006)	21
Figure 10 Différents types de support bactérien populaire (Lariyah <i>et al.</i> , 2016).....	21
Figure 11 SFBBR typique.....	22
Figure 12 Support bactérien BIONEST ^{MD}	23
Figure 13 Système BIONEST ^{MD} typique	23
Figure 14 Schéma de procédé du KAMAK ^{MC}	24
Figure 15 Étang aéré de Grandes-Piles (Qc) avec le système KAMAK ^{MC}	26
Figure 16 Division des zones du procédé KAMAK ^{MC} installé à Grandes-Piles (Qc).....	27
Figure 17 Schéma d'une cellule dans les réacteurs du KAMAK ^{MC}	28
Figure 18 Jauge avec boues de fond et graduation à chaque 5 cm.....	29
Figure 19 Plan d'échantillonnage lors des mesures et de l'échantillonnage des boues	31
Figure 20 Récepteurs GPS sur l'embarcation allant sur l'étang.....	32
Figure 21 Récepteurs GPS utilisé comme station de référence sur le sol.....	32
Figure 22 Sonde sur une embarcation flottante dirigée par Yves Payette d'Echotech	33
Figure 23 Matériel nécessaire pour la mesure des MeS décantables	34
Figure 24 Ensemble Oxitop pour les tests PBM et SMA	35
Figure 25 Boîte à gaz pour la récupération du gaz installée sur l'étang dans la deuxième zone de clarification CI2	37
Figure 26 Niveau de la boîte à gaz au-dessus du niveau de l'eau due à une accumulation de gaz à l'intérieur	38

Figure 27 Analyseur de gaz Multitec® 560 de la compagnie Sewerin	38
Figure 28 Concentration en mg/L de l'azote ammoniacal dans l'étang	41
Figure 29 Concentration en mg/L des MeS dans l'étang.....	42
Figure 30 Concentration en mg/L de la DBO ₅ C dans l'étang.....	43
Figure 31 Profil du pH dans les différentes zones de décantation	44
Figure 32 Évolution annuelle de la hauteur moyenne des boues dans la première zone de décantation à chacun des points de mesure.....	45
Figure 33 Évolution dans le temps de la hauteur moyenne de boues dans la zone 1.....	46
Figure 34 Évolution annuelle de la hauteur moyenne de boues dans la deuxième zone de décantation à chacun des points de mesure.....	47
Figure 35 Évolution dans le temps de la hauteur de boues moyennes dans la zone 2	48
Figure 36 Évolution annuelle de la hauteur moyenne des boues dans la troisième zone de décantation à chacun des points de mesure.....	49
Figure 37 Évolution dans le temps de la hauteur moyenne dans la zone 3.....	50
Figure 38 Distribution géographique des boues dans les trois différentes zones de décantation à trois périodes de l'année.....	51
Figure 39 Évolution du ratio des STV/ST par rapport au temps selon les zones de décantation.....	54
Figure 40 Courbes de production de méthane dans CI2	55
Figure 41 Courbes de production de méthane pour chacune des zones de clarification	56
Figure 42 Production de méthane par jour récupéré à la surface des zones de clarification	57
Figure 43 Remise en suspension de la matière dans les zones de décantation.....	59

Liste des tableaux

Tableau 1 Comparaison du traitement aérobie et anaérobie adapté de Chan <i>et al.</i> (2009)	9
Tableau 2 Recommandation ministérielle pour la vidange de stations d'épurations selon le type de solides accumulées	18
Tableau 3 Système avec un réacteur à biofilm fixe dans le traitement des eaux adapté de Schlegel et Koeser (2007)	20
Tableau 4 Résumé des performances du KAMAK ^{MC}	40
Tableau 5 Hauteur moyenne des boues dans chacune des zones mesurée à l'aide du sonar	50
Tableau 6 Taux d'accumulation ou de dégradation de boues dans les différentes zones de décantation selon la période étudiée	52
Tableau 7 Ratio STV/ST pour les différentes températures pour chacune des zones et p-value associée.....	54
Tableau 8 MeS décantables à la sortie des zones de clarification pendant la période estivale et hivernale	59

Liste des abréviations et symboles

AGV	Acide gras volatil
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
Cl	Zone de clarification et de stockage des boues
CRIBIQ	Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels au Québec
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène après 5 jours (mg/L)
DBO _{5C}	Demande biochimique en oxygène après 5 jours, portion carbonée (mg/L)
DCO	Demande chimique en oxygène
F.C.	Facteur de correction pour tenir compte de la DBO provenant de la digestion anaérobie
IFAS	Integrated fixed-film activated sludge
K _e	Taux d'enlèvement de la DBO ₅ (j ⁻¹)
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MAMOT	Ministère des affaires municipales et de l'occupation du territoire
MDDELCC	Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques
MeS	Matière en suspension (mg/L)
Mt	Mégatonne
ni	Nombre de mole de biogaz produit au temps t
OD	Oxygène dissous
PADEM	Programme d'assainissement des eaux municipales
PAEQ	Programme d'assainissement des eaux du Québec
PBM	Potentiel de biométhanisation
Pi	Pression mesurée sur le lecteur OxiTop à chaque pas de temps (hPa)
R	Constante des gaz parfaits (8,31 m ³ PaK ⁻¹ mol ⁻¹)
RBCF	Réacteur biologique à culture fixée
RBLM	Réacteur biologique à lit mobile

RDC	Recherche et développement coopérative
ROMAEU	Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées
Rx	Réacteur biologique
S_e	DBO ₅ à l'effluent (mg/L)
SMA	Specific methanogenic activity
SFBBR	Submerged fixed bed biofilm reactor
S_o	DBO ₅ à l'affluent (mg/L)
SPE	Substance polymérique exocellulaire
ST	Solides totaux
STV	Solides totaux volatils
t	Temps de rétention hydraulique (jour)
T	Température de l'incubateur (K)
TRH	Temps de rétention hydraulique (d)
V	Volume du ciel gazeux (ml)
V_{ch4}	Volume de méthane produit théorique

Remerciements

Mes remerciements vont tout d'abord à mon directeur de recherche, M. Paul Lessard, entre autres pour son aide précieuse quant à la réalisation de mon mémoire. Merci d'avoir été à l'écoute, de m'avoir guidée quand j'étais un peu (très) perdue et de votre calme pendant mes inquiétudes, mais surtout merci pour la motivation du pouding chômeur.

Je tiens également à remercier mon co-directeur de recherche, M. Peter Vanrolleghem, sans qui je n'aurais pu être impliquée dans ce projet. Vos bons conseils ont grandement contribué à l'achèvement de ma maîtrise. Merci aussi de m'avoir intégré à la belle équipe de modelEAU.

Un très gros merci à toute l'équipe de l'entreprise Bionest pour l'aide apportée tout au long du projet de recherche. Je remercie particulièrement toute l'équipe de recherche et développement : Étienne, Serge, Philie, Rafaël, William et Félix. Merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir impliqué dans pleins de projets. Un autre merci spécial à Coralie d'avoir grandement aidé mon intégration à Shawinigan.

Merci à Bernard Patry, de m'avoir guidé tout au long de ma maîtrise mais surtout merci pour tout le temps que tu as mis pour faire avancer le projet avec moi, sans toi je serais encore probablement en Tyvek sur l'étang à mesurer des boues avec la goutte au nez.

Merci à tous mes collègues de travail de l'Université Laval : Catherine, Samuel, Jessy, Sovanna, Queralt, Soureyatou, Guillaume, Lyvaï, Sylvie et Maxine sans qui les heures passées au laboratoire et au bureau n'auraient pas été aussi amusantes.

Merci à la subvention de recherche et développement coopérative (RDC) offerte par le conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et à la subvention du Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels au Québec (CRIBIQ) ainsi qu'à Bionest Technologies inc., qui ont rendu les travaux de recherche possibles.

Finalement, je tiens à remercier toutes mes amies de la rive nord, mes parents, ma sœur et mon beau Pats de m'avoir endurée pendant toutes ces études. Je me compte plus que chanceuse de vous avoir dans ma vie, je vous dois beaucoup. Je vous aime.

Chapitre 1 : Introduction

Malgré la loi sur la qualité de l'environnement (LQE) entrée en vigueur en 1972, la qualité des cours d'eau au Québec restait un enjeu majeur, dans les années 1970, dû aux problèmes de pollution, en partie provenant de l'eau des effluents non traités. En effet, très peu de municipalités possédaient de station d'épuration des eaux usées à cette époque et cette négligence a mené à une détérioration considérable des milieux récepteurs. Pour contrer cette problématique, le Programme d'assainissement des eaux au Québec (PAEQ) a vu le jour en 1978. Ce programme avait comme objectif principal, la restauration de la qualité des eaux, en visant trois secteurs en particulier, soit les volets municipal, industriel et agricole (Dartois et Daboval, 1999). Le volet municipal visait toutes les municipalités ne possédant pas de stations de traitement desservies par un réseau d'égout. En 1995, soit un peu moins de 20 ans après le PAEQ, 80% de la population visée initialement possédait un système d'assainissement. Le PAEQ a ensuite été remplacé par le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM) en 1994, gardant les mêmes objectifs.

Par la suite, à des fins de protection de la santé humaine et l'environnement, le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) a élaboré la Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents des eaux usées municipales. Cette stratégie a pour but de faire le point sur la réglementation des effluents d'eaux usées municipales en plus de réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement. La Stratégie, adoptée en février 2009, permet un délai d'adoption de 30 ans pour permettre aux municipalités de faire les ajustements des ouvrages municipaux, si nécessaire (CCME, 2009). Les principales exigences énoncées sont de 25 mg/l en DBO₅ ainsi que 25 mg/L en MeS en plus d'une exigence pour la toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel ou la daphnie ou les deux à la fois, qui est dans la plupart des cas causé par la présence de NH₃ (Québec, 2017). En 2012, le Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées a été adopté au fédéral. C'est ensuite en 2014 que le Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU) est entré en vigueur, ayant pour objectif l'application des exigences en sol québécois. De ce fait, depuis l'arrivée de ces règlements, certaines municipalités ayant des ouvrages dépassant leur charge hydraulique ou organique se voient dans l'impossibilité de se conformer aux nouvelles normes.

Au Canada, la méthode de traitement des eaux usées municipales la plus répandue est le lagunage. Environ 67% des stations de traitement des eaux usées au Canada se font par lagunage (Lafond, 2008). Au Québec seulement, sur un total de 811 stations de traitements des eaux usées, 540 de ces stations sont de type étangs aérés mécaniquement dont 37% dépassent leur charge hydraulique ou organique (Québec, 2014). Peu d'alternatives sont mises à la disposition de ces municipalités pour améliorer les performances de leur ouvrage. En effet, peu de paramètres d'opération peuvent être modifiés, le principe de fonctionnement des étangs aérés étant la simplicité, ceci limite la flexibilité d'opération du procédé. De plus, depuis l'adoption du PAEQ, certains étangs aérés ont atteint leur vie utile et doivent être améliorés pour assurer leur pérennité.

Un des facteurs pouvant influencer la qualité de l'effluent est la gestion des boues cumulées au fond de l'étang. Bien que le principe de décantation des boues dans un étang soit trivial, très peu d'études en font l'analyse. Un grand manque

d'information relative aux boues, principalement quant aux taux d'accumulation, est disponible. La prédiction des taux d'accumulation et la compréhension de la provenance des boues sont difficiles à mesurer puisque plusieurs facteurs entrent en ligne de compte et font varier les caractéristiques des boues. Par manque d'information, bien des municipalités négligent de prendre en considération les vidanges de boues et les coûts associés lors de la conception des étangs. Il a été démontré que les coûts relatifs à une vidange de boues peuvent représenter jusqu'à 60% des frais totaux d'exploitation d'un étang (Wei *et al.*, 2003). Le type de procédés utilisés pour le traitement peut grandement influencer le taux d'accumulation des boues. Une bonne compréhension de tous les processus pouvant survenir est essentielle pour assurer une bonne gestion des boues.

L'espace disponible est souvent un facteur limitant lors de l'amélioration d'étangs. En effet, lorsque l'objectif est d'augmenter la capacité de traitement d'un étang, deux options sont possibles. La première, est d'augmenter le volume d'étangs et la deuxième est d'augmenter la capacité de traitement dans le même volume d'étang disponible. Certaines technologies utilisant différents types de support bactérien ont été développées pour permettre de garder le même volume de traitement. La biomasse supplémentaire offerte par ce média permet donc d'augmenter la surface de traitement, sans nécessairement modifier les installations déjà existantes, ou bien permettre la construction de nouvelles installations dans un espace limité (Borregaard, 1997). Dans cette optique d'optimisation, l'entreprise Bionest a développé un traitement biologique à culture fixée immergée, le KAMAK^{MC}. Ce procédé de traitement consiste en un support bactérien fixe, un ruban de polymère gravé et non toxique, installé dans des cellules flottantes cylindriques. Ces cellules s'installent dans les étangs existants, permettant ainsi de ne pas déroger des installations déjà en place. La biomasse s'accrochant au support bactérien est contrôlée par l'aération induite par les diffuseurs situés dans le bas des cellules, prévenant ainsi le risque de colmatage. De plus, l'air fourni par les diffuseurs permet d'assurer un apport en oxygène considérable permettant la dégradation de la matière organique et favorisant la nitrification. Le KAMAK^{MC} se compose donc de deux réacteurs comportant ces cellules cylindriques, et de trois zones de décantation en alternance avec les réacteurs permettant la décantation des solides.

Les travaux de cette recherche ont porté exclusivement sur l'étude et la caractérisation des boues au sein de la nouvelle filière de traitement KAMAK^{MC}. Ces travaux ont pu être réalisés grâce à une subvention de recherche et développement coopérative (RDC) offerte par le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), et une subvention du Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels au Québec (CRIBIQ); dans les deux cas les compagnies partenaires sont Bionest et Primodal. En premier lieu un suivi des hauteurs de boues dans l'étang étudié à Grandes-Piles a été effectué tout au long du projet. Il est intéressant de s'attarder à ce sujet, principalement pour permettre une éventuelle analyse de frais d'exploitation d'un système comme celui-ci. De plus, grâce à ce suivi il est ainsi possible de déterminer des taux d'accumulation et de dégradation des boues dans l'étang. Ensuite une caractérisation des boues a aussi été effectuée sur la même période de temps permettant une meilleure compréhension des traitements aérobie et anaérobie survenant dans l'étang. Finalement, une analyse plus approfondie de la digestion anaérobie a été réalisée, permettant de connaître le potentiel énergétique du système, la production des gaz à effet de serre ainsi que les différences entre chaque zone.

Une revue de la littérature sera tout d'abord présentée au chapitre 2 permettant de mieux définir les objectifs du mémoire (chapitre 3). Ensuite, le matériel et les méthodes utilisés pour l'atteinte des objectifs seront détaillés au chapitre 4, avec certains protocoles disponibles en annexe. Tous les résultats par rapport à l'accumulation et la caractérisation des boues dans le KAMAK^{MC} ainsi que la digestion anaérobie survenant dans les différentes zones de clarification seront détaillés dans le chapitre 5. L'analyse de ces résultats sera aussi jointe à ce chapitre pour finalement, terminer au chapitre 6 avec les conclusions tirées de l'étude et les recommandations quant à la suite du projet (chapitre 7).

Chapitre 2 : Revue de littérature

2.1 Traitement biologique

Les eaux usées municipales contiennent beaucoup de matière organique biodégradable pouvant être traitée biologiquement. Ce processus de traitement est basé sur l'activité de différents microorganismes qui placés dans un environnement propice peuvent dégrader la matière organique. Comme mentionnée dans le chapitre 1, au Québec, la méthode de traitement la plus courante se fait par lagunage. Celle-ci entre dans la catégorie des procédés à biomasses en suspension. Pour bien comprendre l'action des microorganismes dans les étangs, cette section décrira les objectifs du traitement biologique, le principe de fonctionnement et les différents types de traitement.

2.1.1 La base du traitement biologique

Les objectifs généraux du traitement biologique sont principalement d'oxyder la matière organique particulaire et soluble en sous-produits acceptables, et d'abattre le phosphore et l'azote (Metcalf & Eddy, 2003). Les unités d'opération dans une chaîne de traitement des eaux usées sont regroupées ensemble et ensuite divisées en catégories selon le niveau de traitement recherché. Les étapes sont les traitements préliminaire, primaire, primaire avancé, secondaire et tertiaire. La première étape consiste généralement à l'enlèvement des particules plus grossières à l'aide par exemple d'un dégrilleur ou d'un dessableur. Le traitement primaire est l'enlèvement d'une partie de la matière solide en suspension et organique, souvent par décantation. Dans le cas d'un traitement des eaux usées municipales à l'aide d'un procédé biologique de type lagune, l'étape préliminaire n'est pas nécessaire, selon le type d'affluent. Dans un traitement secondaire, l'utilisation des procédés chimiques et biologiques sont utilisés pour l'enlèvement de la majorité des composés organiques. Finalement, les traitements plus avancés sont utilisés selon les objectifs de rejets visés, lorsque les résultats du traitement secondaire ne sont pas suffisants.

Plusieurs microorganismes sont responsables de l'abattement de la demande biochimique en oxygène carbonée (DBO_{5c}), majoritairement des bactéries. Comme mentionné un peu plus haut, ces microorganismes sont responsables d'oxyder la matière organique carbonée en CO₂ ainsi qu'en biomasse. D'autres bactéries spécifiques sont utilisées pour abattre l'azote et le phosphore. Une fois la nouvelle biomasse créée, ayant une densité plus élevée que l'eau, celle-ci décante dans le fond des étangs et permet une séparation solide-liquide.

Le principe de base du traitement biologique est de recréer les processus de transformation qui se passent dans la nature. Par exemple, comme le montre la Figure 1, dans une rivière deux types de processus se développent, soit ceux à biomasse fixe et ceux à biomasses libres. Les procédés à biomasses fixes, se forment au fond de la rivière ainsi que sur les parois solides et développent un biofilm permettant la croissance de certain type de microorganismes. Tandis que les procédés à

biomasses suspendues, quant à eux, sont maintenus en suspension dans l'eau permettant ainsi de développer une faune de microorganismes très diversifiés permettant la transformation des matières polluantes en sous-produits.

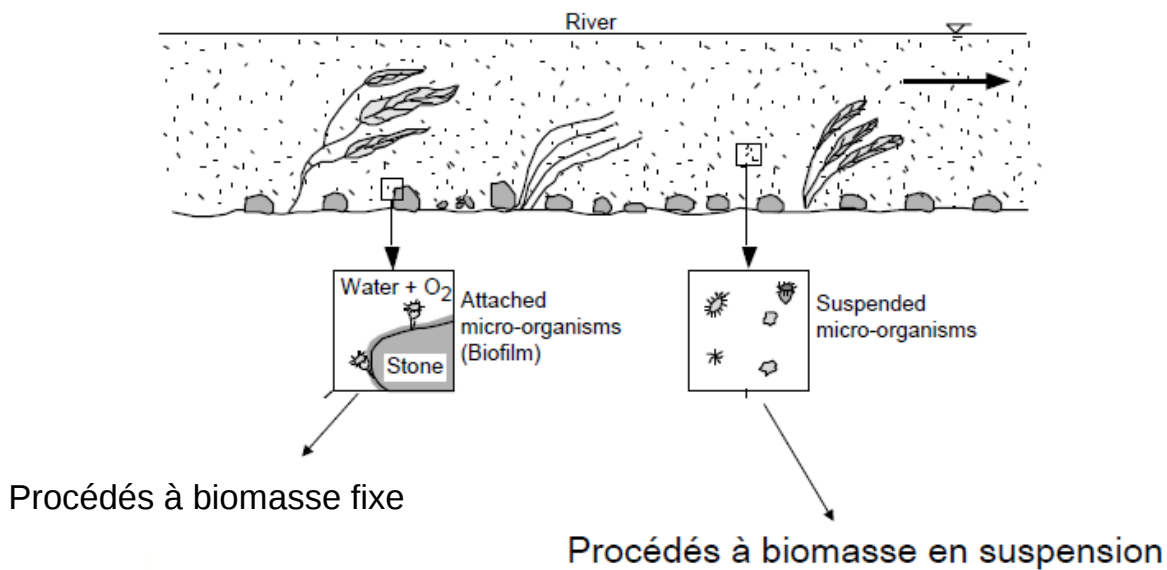


Figure 1 Processus survenant dans une rivière (Lessard, 2016)

Un bon exemple d'un système à biomasse en suspension est le procédé à boues activées, comme on le retrouve dans plusieurs villes au Québec. Plusieurs exemples de système utilisant le principe de la biomasse fixe ont aussi été développés, comme les lits bactériens, les disques rotatifs et bien d'autres. Certains traitements sont des procédés combinés, qui regroupent les traitements à biomasse fixe ainsi qu'en suspension, par exemple les RBLM et les IFAS. Certains de ces procédés seront expliqués en détail dans les prochaines sections avec une attention particulière aux étangs aérés.

2.2 Lagunage

Le traitement des eaux usées par lagunage est l'un des procédés les plus anciens, le premier remontant à il y a 300 ans (Grady *et al.*, 2011). Au Québec, le traitement par lagunage est la méthode la plus répandue, principalement pour les petites municipalités ayant des débits d'eau à l'affluent plus faible. La plupart de ces étangs sont facultatifs et sont aérés de façon mécanique. Plusieurs avantages font en sorte que ce type de traitement est répandu dans la province, entre autres la mécanique du procédé qui est très simple. En effet, comme il a été mentionné précédemment, le traitement par étang aéré tend à reproduire les processus qui surviennent naturellement dans une rivière. La Figure 2 ci-dessous présente de façon plus imagée les différents mécanismes survenant dans un étang. L'oxygène naturellement fournie par l'air ambiant est utilisée, entre autres, pour la dégradation de la matière organique en surface de l'étang, offrant ainsi un environnement aérobie. Par ailleurs, au fond de l'étang, il est parfois difficile pour les bactéries d'avoir accès à de l'oxygène créant ainsi des zones anaérobies. Les différences entre la dégradation aérobie et la digestion anaérobie seront détaillées dans les sections 2.3 et 2.4.

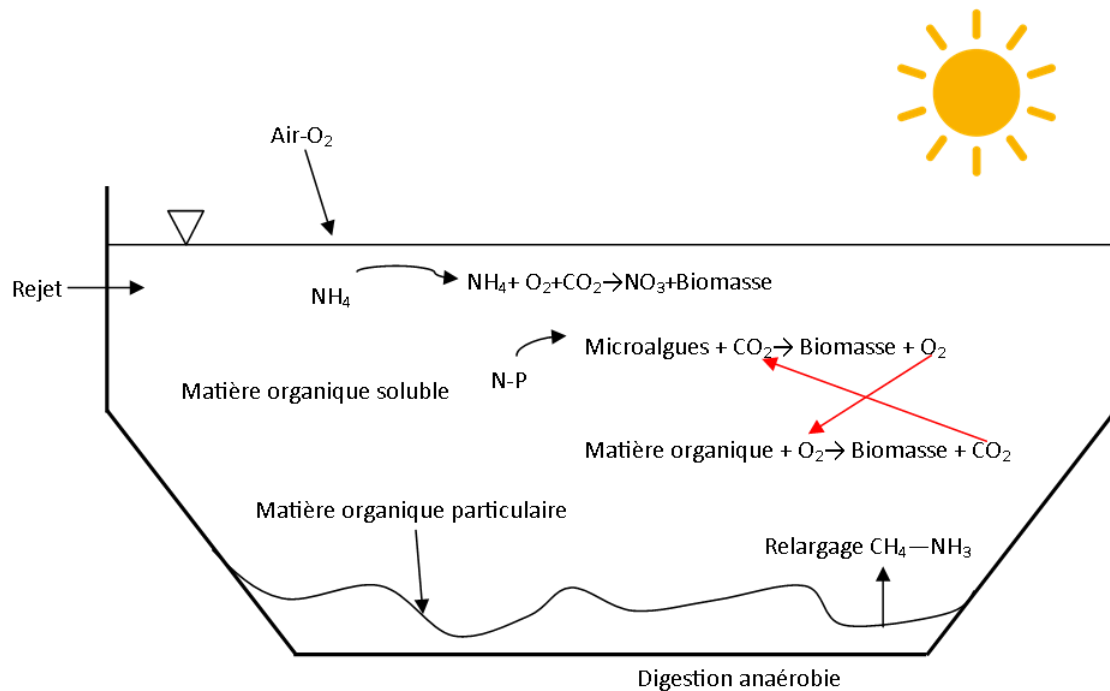


Figure 2 Processus naturel survenant dans une rivière (adaptée de Lessard 2016)

En plus d'être simple d'opération, les étangs demandent peu d'entretien et possèdent un grand pouvoir d'égalisation grâce au long temps de rétention hydraulique (TRH) (10-20 jours), diminuant les variations de performance dues aux fluctuations de charges organique et hydraulique. Les coûts d'opération sont majoritairement liés à l'aération dans les étangs. Par ailleurs, l'installation d'étangs exige beaucoup d'espace et peu de paramètres sont modifiables lorsque l'on veut améliorer la qualité de l'effluent. Aussi, la vidange des boues accumulées au fond de l'étang représentent une grande portion du budget d'opération.

2.2.1 Étangs aérés facultatifs

Ces étangs sont composés d'aérateurs fournissant un apport en oxygène permettant un léger brassage. Ils peuvent être installés au fond de l'étang, ou en surface, créant ainsi un mélange partiel. La Figure 3 représente un étang aéré facultatif, avec aérateur de fond. Puisque l'oxygénation ne permet pas un brassage complet, la matière organique particulaire décante dans les étangs pour former les boues qui seront digérées anaérobiquement tandis que la matière organique soluble, sera dégradée aérobiquement dans la phase liquide.

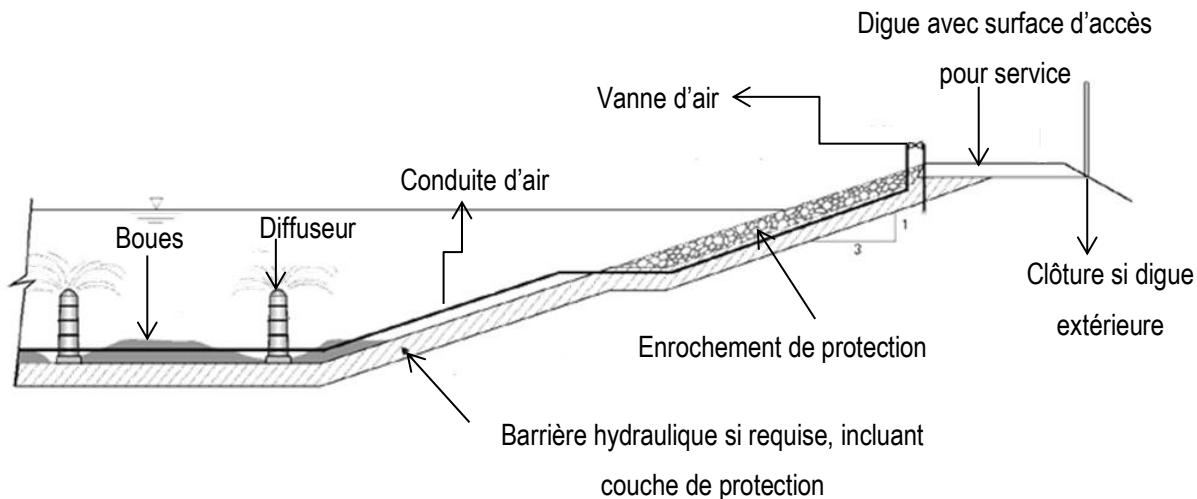


Figure 3 Vue en coupe d'un étang aéré facultatif (adaptée de Lessard 2016)

Les caractéristiques d'une station de traitement par étang aéré sont les suivantes : le nombre d'étangs, le temps de rétention, le système d'aération, la géométrie des étangs et finalement l'alimentation, la collecte et le transfert de l'eau dans les étangs.

Le nombre d'étangs ainsi que les dimensions de ceux-ci dépendent toujours du débit à traiter ainsi que de la charge organique de l'eau. Par ailleurs, en moyenne le nombre d'étangs se situe entre 2 et 4. Seulement 1 étang n'est pas une configuration recommandée afin d'éviter un déversement dans le milieu récepteur lors d'une mise hors service de l'étang pour une vidange ou une réparation. Pour obtenir un effluent clair en fin de traitement, il est préférable d'avoir une zone sans aération afin de permettre aux MES décantables de sédimenter et de s'accumuler dans cette zone.

Le temps de rétention hydraulique est basé sur le taux d'enlèvement de la DBO₅ en fonction du temps de rétention hydraulique (MDDELCC, 2013). L'équation développée par Eckenfelder (équation 1) est celle utilisée au Québec depuis le tout début de programme d'assainissement des eaux pour la conception des étangs aérés (MDDELCC, 2013) :

$$\frac{S_e}{S_o} = \frac{1}{1 + K_e t} x F.C. \quad \text{Équation 1}$$

où S_e = DBO₅ à l'effluent (mg/l)

S_o = DBO₅ à l'affluent (mg/l)

K_e = taux d'enlèvement de la DBO₅ (j⁻¹)

t = temps de rétention, j

F.C. = facteur de correction pour tenir compte de la DBO₅ provenant de la digestion anaérobie

Comme mentionné, l'oxygénation des étangs doit se faire de manière partielle, c'est-à-dire que l'air fourni par les aérateurs doit être suffisant pour maintenir une certaine proportion de particules en suspension en plus d'offrir un apport en oxygène nécessaire aux demandes carbonée et azotée dans les étangs. Pour ce faire, un minimum de 2mg/l d'oxygène dissous doit

se retrouver en tout temps dans la masse liquide de l'étang. Le type d'aération le plus fréquent dans les étangs aérés facultatifs consiste en des aérateurs de fonds, comme le montre la Figure 3. Il est aussi possible d'avoir une aération de surface. Dans tous les cas, il est important de garder une zone non aérée en aval du traitement pour permettre une sédimentation de la matière décantable.

Bien souvent, au Québec, les étangs aérés sont construits en terre avec des digues extérieures ayant une pente de 3H :1V. Il existe aussi des étangs aérés à parois verticales, fait en béton, bien souvent utilisé lorsque les débits sont plus faibles. En général, dans un étang aéré facultatif, la profondeur de l'eau se situe entre 3 et 5 m (MDDELCC, 2013). La géométrie de l'étang doit être conçue de façon à ce que le réseau de distribution d'air permette le plus possible une répartition uniforme de l'air. Il faut donc trouver la bonne géométrie permettant de traiter le débit exigé.

La tuyauterie pour l'alimentation des étangs dépend évidemment du nombre d'étangs à fournir en eaux usées. Selon le nombre, l'alimentation se fera soit en plusieurs points où en un seul, pareil pour la sortie. Pour le reste, il est important de prendre en considération la mise hors service d'un étang à des fins de maintenance. Il faut donc prévoir la tuyauterie en conséquence.

Les normes de rejets indiquées par le Règlement sur les ouvrages municipaux en assainissement des eaux (ROMAEU) pour toute station d'épuration est d'une DBO₅C inférieure ou égale à 25 mg/l, une concentration en MeS inférieure ou égale à 25 mg/l (sauf s'il est démontré que le dépassement est causé par la croissance d'algues dans l'étang) ainsi qu'un pH situé entre 6,0 et 9,5. Des essais de toxicité doivent être prévus pour les stations d'épuration de moyenne, grande ou très grande taille (Québec, 2017). Dans la plupart des cas, la toxicité est causée par la présence d'une concentration trop élevée de l'azote dans sa forme ammoniacale (NH₃) principalement lorsque le pH est élevé.

Comme mentionné précédemment, la gestion des boues est une étape importante dans la maintenance d'un étang aéré. L'exploitant doit faire un suivi de l'accumulation des boues dans les étangs, au minimum une fois au trois ans au départ. Lorsque la hauteur mesurée se situe à moins d'un mètre du radier de la conduite de sortie ou que le volume de boues cumulé représente 10% du volume total de l'étang ou plus, une mesure plus fréquente, à raison d'une fois par année, doit être réalisée et ce, pour assurer une vidange lorsque le volume de boues atteint 15% du volume utile total de la cellule. Il est aussi important de faire une analyse des boues si la valorisation est envisagée, pour s'assurer qu'aucun contaminant chimique, notamment les métaux, soient présents en trop grande quantité dans les boues. Ces analyses doivent être effectuées tous les 3 ans et pendant l'année précédant la vidange. Pour l'enfouissement, ces analyses sont également nécessaires. L'échantillonnage doit être effectué de façon composite à l'aide de plusieurs échantillons pris dans l'étang et homogénéisé. Plusieurs paramètres doivent être analysés (MDDELCC, 2013). La gestion des boues au Québec sera décrite plus en détail à la section 2.4.3.

2.3 Mécanismes d'enlèvement de la matière organique

La matière organique dans un étang aéré se retrouve sous deux formes, soit la matière organique soluble dans l'eau et celle particulaire. Cette dernière se retrouve en grande partie au fond de l'étang où elle s'accumule, mais peut aussi être en suspension dans l'eau. Dans cette section, les mécanismes d'enlèvement dans un étang seront abordés ainsi que tout ce qui a trait aux boues.

Le traitement aérobie implique l'utilisation de l'oxygène libre ou dissous disponible pour la dégradation de la matière organique par les microorganismes pour en faire de la biomasse et du CO₂, tandis que le traitement anaérobie transforme la matière complexe majoritairement en biogaz sans requérir d'oxygène. Le traitement aérobie est principalement utilisé pour obtenir un haut niveau d'efficacité dans le traitement des eaux usées tandis que le traitement anaérobie est principalement utilisé dans des cas d'affluent à forte charge organique ou encore lorsque des boues organiques doivent être traitées. Les principales caractéristiques de chacun des traitements sont présentées au Tableau 1.

Tableau 1 Comparaison du traitement aérobie et anaérobie (adapté de Chan et al. 2009)

Paramètre	Aérobie	Anaérobie
Enlèvement de la matière organique	Élevé	Élevé
Qualité de l'effluent	Excellente	Modéré à pauvre
Taux de charge organique	Modéré	Élevé
Production de boues	Élevé	Bas
Demande en nutriments	Élevé	Bas
Demande d'alcalinité	Faible	Élevé pour certaines eaux industrielles
Demande énergétique	Élevé	Bas à modéré
Sensibilité à la température	Faible	Élevé
Temps de démarrage	2-4 semaines	2-4 mois
Odeur	Probabilité moindre d'odeur	Problème d'odeur potentiel
Récupération bioénergétique	Non	Oui
Mode de traitement	Total	Prétraitement essentiellement

2.4 Digestion anaérobie des boues

Comme il a été mentionné un peu plus tôt, une fraction de la matière organique accumulée dans un étang se retrouve bien souvent digérée de façon anaérobie. Certains facteurs jouent un rôle très important dans la mise en place d'un environnement adéquat à ce processus comme par exemple la température. Le taux de production de biogaz varie considérablement, pouvant atteindre des valeurs assez élevées en température chaude contrairement à ce qui peut se mesurer en température plus froides (CNRC et FCM, 2004). La digestion anaérobie, aussi appelée méthanisation, se produit généralement dans une gamme de température mésophile, c'est-à-dire dans des températures entre 25 et 45°C. Certaines bactéries méthanogènes sont toutefois psychrophiles, avec une gamme de température idéale en dessous de 20°C ou encore, à l'opposé, thermophiles avec une température idéale au-delà de 45 °C (voir Figure 4).

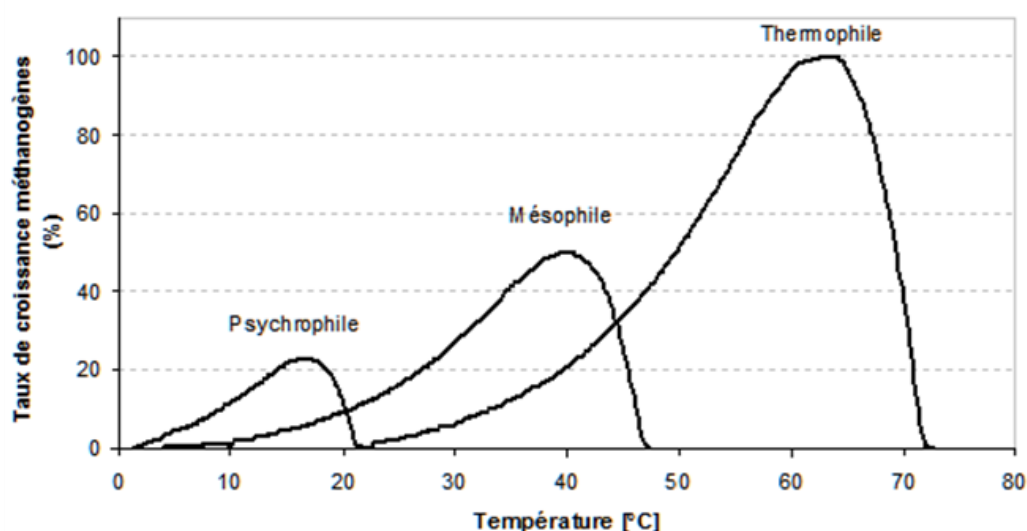


Figure 4 Taux de croissance relative des bactéries psychrophiles, mésophiles et thermophiles méthanogènes (van Lier et al. 1997)

Différentes voies bactériennes mènent à la formation de méthane mais, pour ce faire, plusieurs étapes doivent être effectuées préalablement. Trois grandes étapes sont responsables de la digestion anaérobie, soit l'hydrolyse, la fermentation, qui comprend l'acidogénèse et l'acétogénèse, et la méthanogénèse (voir Figure 5).

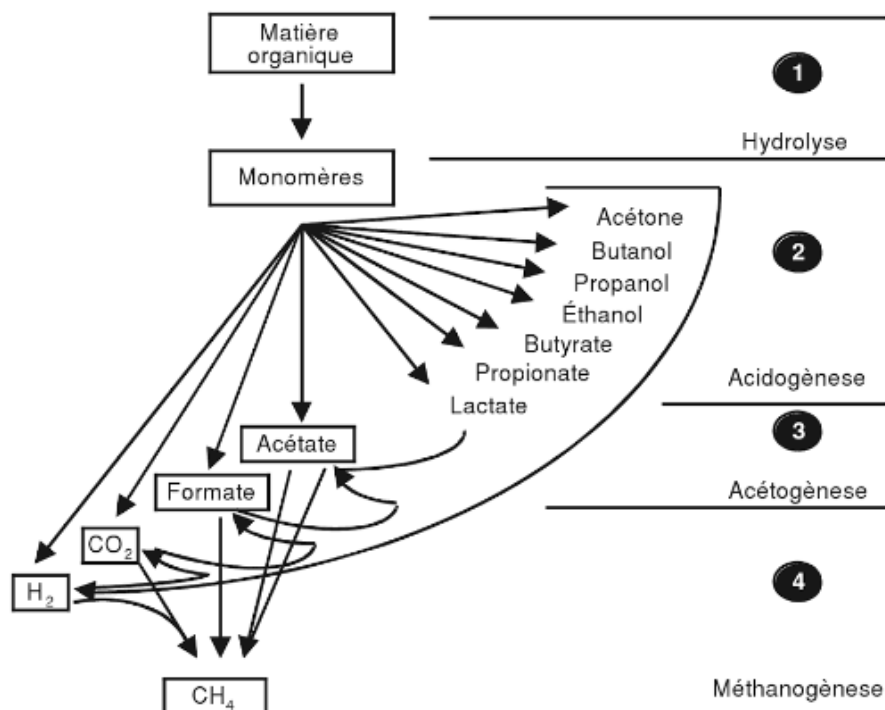
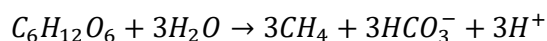


Figure 5 Grandes étapes de la digestion anaérobie (Garcia 1990)

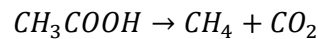
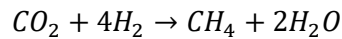
Les étapes énumérées ci-haut représentent une combustion classique du carbone selon l'équation suivante :



Plusieurs réactions métaboliques ont lieu lors de chacune des étapes de la digestion anaérobie. La première étape, consiste habituellement à convertir les molécules organiques complexes (polysaccharides, lipides, protéines et acides nucléiques) en monomères (monosaccharides, acides gras, acides aminés et bases azotées) par hydrolyse, grâce à des bactéries aérobies hydrolytiques ou anaérobies facultatives fermentative (Moletta, 2008). Dans certains cas de traitement d'eaux usées industrielles, la fermentation est la première étape dans le processus (Metcalf & Eddy, 2003).

La deuxième étape est l'acidogénèse, aussi appelé fermentation. Elle est caractérisée par la transformation des monomères formés précédemment d'une part en acides gras volatils, en alcool, en acides organiques et d'autre part en hydrogène et dioxyde de carbone. L'acétogénèse, troisième étape, quant à elle permet la transformation des composés formés dans les étapes précédentes en précurseurs directs du méthane, soit l'acétate, l'hydrogène et le gaz carbonique (Moletta, 2008). Deux voies sont disponibles pour effectuer cette dernière transformation, soit la voie hétérofermentaire et la voie homoacétogène. Cette dernière produit exclusivement de l'acétate à partir de certains produits issus de la fermentation tels que le formate et le H_2 ou à partir de molécules organiques tandis que la voie hétérofermentaire produit de l'hydrogène, de l'acide lactique, du CO_2 et d'autres acides.

La dernière étape est la méthanogénèse, réalisée par deux types d'organismes méthanogènes bien distincts. Le premier groupe est les organismes acétoclastes, ceux-ci transformant l'acétate issu de l'acétogénèse en méthane et dioxyde de carbone. Le deuxième groupe utilise le dioxyde de carbone ainsi que l'hydrogène pour former du méthane, d'où le nom hydrogénotrophe (Metcalf & Eddy, 2003). Les réactions des bactéries sont décrites ci-dessous.



Lors de ces réactions, les concentrations en hydrogène sont probablement l'élément le plus important quant au maintien de la réaction (McCarty et Smith, 1986). En effet, une accumulation d'hydrogène dans le milieu entraîne un ralentissement de la fermentation du propionate et du butyrate (acétogénèse) dû à l'accumulation d'acides gras volatils dans le système et, par le fait même, une possible acidification du milieu. C'est pourquoi, la relation entre les méthanogènes et les acétogènes est dite syntrophique. Les bactéries méthanogènes consomment une partie de l'hydrogène fournie assurant un milieu faible en hydrogène propice à la fermentation des AGV (Metcalf & Eddy, 2003).

Dans les eaux usées, il est important de s'assurer qu'il n'y a pas de concentration trop élevée de sulfate puisque les bactéries sulfato-réductrices sont une nuisance notable aux bactéries méthanogènes. En effet, elles réduisent les sulfates présents dans les eaux usées en sulfures, ceux-ci étant toxiques pour les bactéries méthanogènes.

2.4.1 Applications de la digestion anaérobie des boues d'une station de traitement

La première valorisation du biogaz produit à l'aide de la digestion anaérobie des boues d'une station de traitement des eaux usées date de 1895 dans la ville d'Exeter au Royaume-Uni (Moletta et Cansell, 2003). L'application principale de la digestion anaérobie des boues réside dans la stabilisation des boues, débarrassées de la majorité des éléments pathogènes. De plus, la production du biogaz peut, bien souvent, subvenir aux besoins énergétiques des stations d'épuration (Metcalf & Eddy, 2003). Plusieurs critères environnementaux doivent être respectés pour que la digestion anaérobie ait lieu, entre autres, le temps de rétention hydraulique et l'âge des boues, la température, le pH, l'alcalinité, l'accessibilité des nutriments ainsi que l'absence de matière toxique à la réaction. Le digesteur des boues d'une station de traitement des eaux reçoit ses boues directement du décanteur primaire ou du réacteur biologique mais peut parfois être précédé d'un épaisseur.

Les boues dans le digesteur anaérobie sont habituellement méthanisées de 3 à 4 semaines à des températures mésophiles ou thermophiles. Très rares sont les systèmes opérés à des températures psychrophiles. Le biogaz récupéré d'un digesteur est composé généralement d'environ 65% de méthane, 35% de dioxyde de carbone ainsi qu'entre 0,3 et 0,5% de sulfure d'hydrogène.

Il existe aussi la possibilité d'effectuer une digestion anaérobie des boues dans un étang non aéré, en ajoutant une membrane directement sur l'étang pour récupérer les gaz directement. Cette technique est utilisée pour les eaux usées industrielles à forte concentration pour avoir des répercussions économiques intéressantes. Dans le cas d'un traitement d'eaux provenant d'un abattoir, une production de méthane de 0,51 m³/kg DBO₅ a été obtenue (Massé et Masse, 2000). Par ailleurs, au Québec, la construction d'un couvert sur un étang représente une tâche fastidieuse, due aux conditions météorologiques variables en plus des températures hivernales très froides. Comme il a été mentionné un peu plus haut, l'efficacité d'une digestion anaérobie diminue considérablement avec des températures sous 20°C.

Les avantages d'une boue digérée anaérobiquement sont nombreux, principalement dans une optique de valorisation des boues. Les boues sont plus faciles à déshydrater puisqu'une quantité moindre de matière organique est disponible, donc on se retrouve avec des boues plus minéralisées. De plus, le volume de boues est considérablement réduit. Par ailleurs, la matière organique non biodégradable qui se retrouve cumulée dans le fond de l'étang doit être prise en charge. L'accumulation ainsi que la gestion des boues dans les étangs seront discutés dans les prochaines sections.

2.4.2 Accumulation et caractérisation des boues dans les étangs

Il a été vu précédemment que la partie biodégradable de la matière décantée dans un étang se transformait, en partie, en biogaz grâce à la digestion anaérobie qui survient lorsque les conditions sont propices. La partie non biodégradable quant à elle s'accumule au fond de l'étang et, comme mentionné, peut mener à une diminution des performances d'un étang en réduisant le temps de rétention hydraulique disponible pour le traitement de l'eau et changeant la forme du lit de l'étang (Peña *et al.*, 2000, Schneiter *et al.*, 1984). Malgré l'accumulation inévitable des boues dans les étangs, la gestion de ces dernières est rarement prise en considération dans le calcul du coût des opérations. Le manque d'information quant au taux d'accumulation des boues, des caractéristiques des boues, de leur potentiel ainsi que de leur distribution mène à une mauvaise gestion de ces matières causant bien souvent une élimination des boues de manières non optimales (Keffala *et al.*, 2013). La gestion des boues au Québec sera étudiée en détail dans la section 2.4.3 suivante.

L'accumulation des boues est grandement variable dû, entre autres, aux caractéristiques des eaux usées à l'affluent, mais aussi au taux de dégradation de la boue ainsi qu'à la capacité de la matière à décanter dans l'étang. Une étude de Gray (1995), portant sur l'accumulation des boues d'une fosse septique, démontre un taux d'accumulation qui diminue graduellement au fil du temps avec un taux significativement plus bas après 12 mois (voir Figure 6).

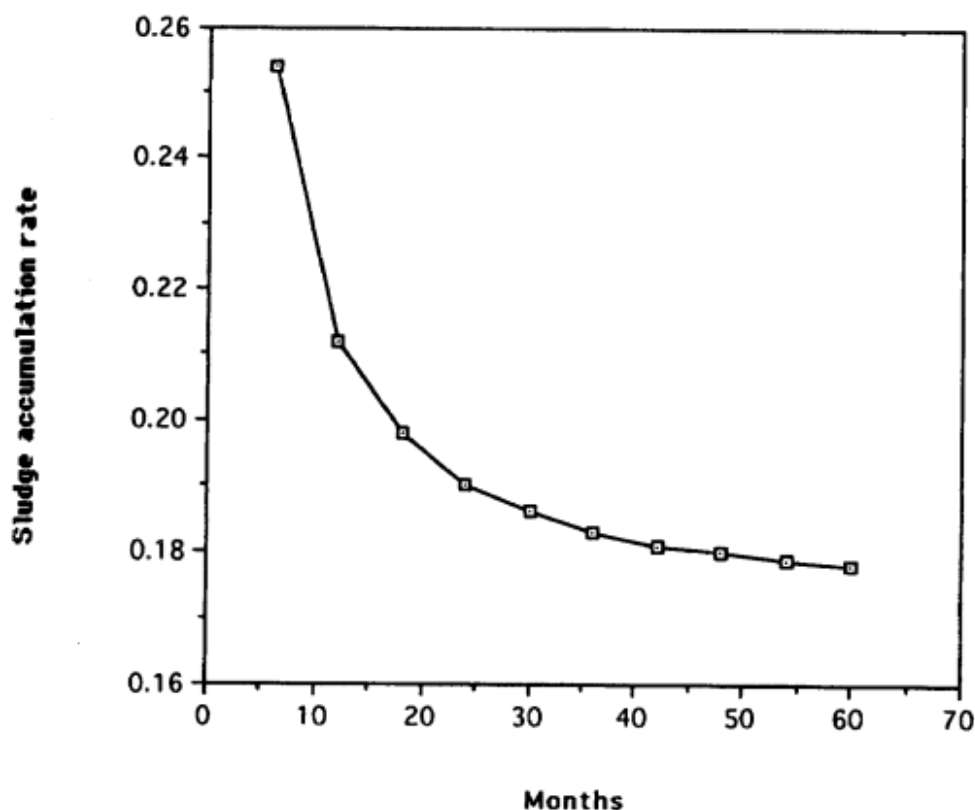


Figure 6 Taux d'accumulation (l/pers.d) des boues primaires dans une fosse septique (Gray, 1995)

Le taux d'accumulation passe de 0,093 m³/pers/an au courant du premier 6 mois à une accumulation de 0,065 m³/pers/an après 60 mois d'opération. Ce taux d'accumulation se rapproche des valeurs trouvées dans les étangs anaérobies. En effet, le taux d'accumulation des boues dans les étangs anaérobies se situe généralement entre des valeurs de 0,03 et 0,09 m³/habitant par année. Pour un étang facultatif en température froide, le taux d'accumulation varie entre 0,091 et 0,146 m³/pers par année, selon les données d'étangs du Canada et de l'Alaska (Schneider *et al.*, 1983). Les plus hauts taux d'accumulation sont ceux où les bassins se trouvaient le plus au nord. Pour les mêmes étangs, une autre étude rapporte des taux d'accumulation entre 1,3 cm/an et 9,4cm/an (Schneider *et al.*, 1983), ce qui se rapproche grandement des valeurs de 1,5cm/an et 8,5cm/an trouvés par Carré *et al.* (1990).

Le taux d'accumulation des boues doit être comparé selon les périodes à laquelle les mesures sont prises, puisque la température a une influence directe sur les hauteurs mesurées (Marais, 1966). Ce taux n'est donc pas constant, à cause des procédés biologiques survenant dans la couche de boues selon les conditions, et tend à diminuer dans les étangs où la digestion anaérobie est présente. Un cycle théorique d'accumulation des boues est présenté à la Figure 7 ci-dessous (Burns *et al.*, 1970). Dans ce graphique, l'accumulation des solides inertes se fait graduellement au fil du temps, tandis que la fraction volatile varie. C'est en effet, cette fraction volatile qui est digérée pendant les températures estivales. Selon Clark *et al.* (juin 1970), les boues au fond des étangs situés en Alaska, donc dans un climat plus froid, s'accumulent définitivement plus rapidement qu'elles se stabilisent.

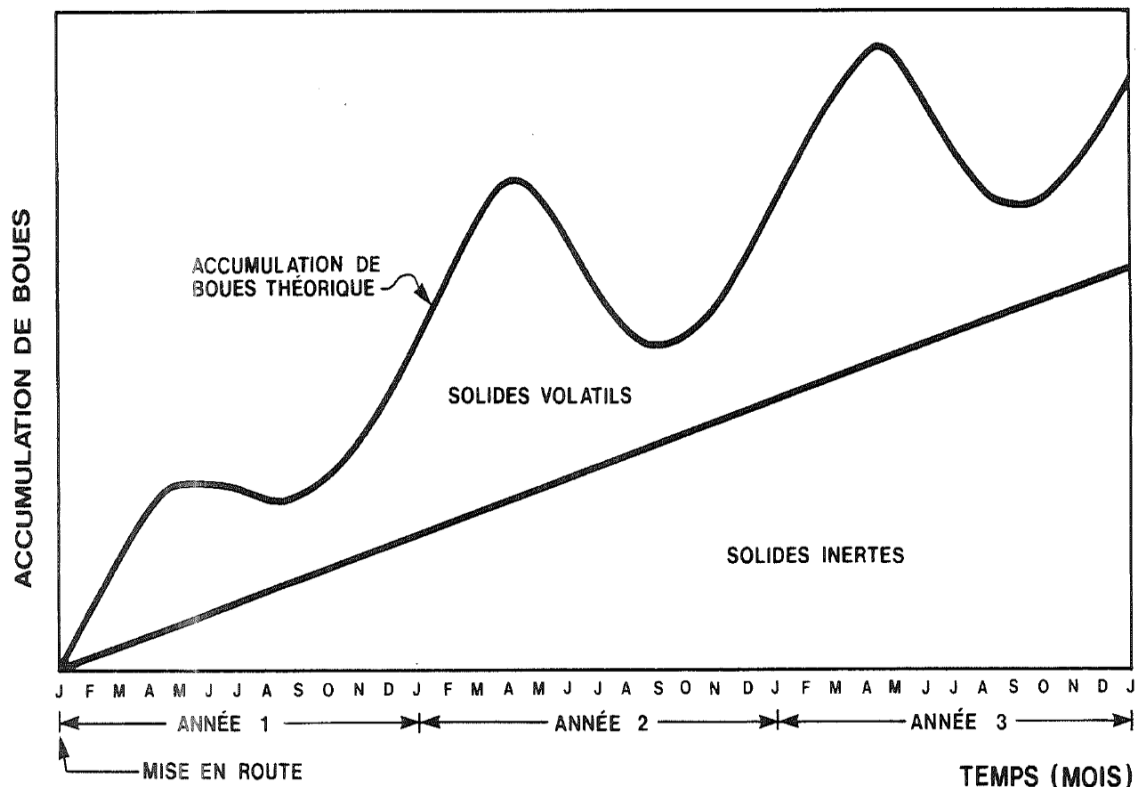


Figure 7 Graphique de l'accumulation des boues au fil du temps (adapté de Burns *et al.* 1970)

En plus de la température, il y a aussi la fréquence de vidange de l'étang qui a une influence sur le taux d'accumulation des boues. Comme dans le cas d'une fosse septique mentionnée plus tôt, il a aussi été démontré que plus un étang est fonctionnel depuis une longue période, sans vidange, plus l'accumulation des boues est stable et facile à prédire. Une faible variabilité de l'accumulation des hauteurs de boues a été observée dans des étangs de 13,5 et 17,5 ans selon Picot *et al.* (2005). Évidemment, le débit et la charge appliquée à l'étang ont aussi une influence directe avec la quantité de boues cumulées (Papadopoulos *et al.*, 2003).

La distribution des boues dans un étang est aussi un élément à observer lors de la caractérisation des boues. Généralement, à l'entrée d'un étang, la quantité de boues cumulées sera supérieure à celle observée à la sortie à cause des particules plus facilement décantables, tel que le sable et toutes les matières plutôt inorganiques (Marin, 1986). Ce phénomène explique aussi pourquoi la quantité de solides (volatils et fixes) est plus grande et la siccité plus élevée à l'entrée de l'étang (Ayes *et al.*, 1993). Pour les étangs aérés facultatifs avec seulement une entrée d'eau il a été démontré lors de plusieurs recherches que la majorité des boues accumulées se retrouvent directement devant la conduite de l'affluent (Schneider *et al.*, 1983). Certaines études affirment qu'une quantité considérable de boues peut se retrouver dans les coins des étangs dus au dégazage lors de la digestion anaérobie. Les floes remis en suspension pourraient être déplacés et transportés par le vent jusque dans les coins de l'étang avant d'être décantés (Picot *et al.*, 2005). Encore une fois, la distribution géographique des boues dépend grandement de la géométrie de l'étang. Des études ont démontré que la digestion anaérobie, est plus présente près de la sortie (Paing *et al.*, 2000). Selon Parker et Skerry (1968), l'activité des bactéries méthanogènes est plus présente lorsque les boues sont stabilisées que lorsqu'elles sont fraîches.

La concentration des boues se situe généralement entre 52 et 120 g MeS/l (Paing *et al.*, 2000, Keffala *et al.*, 2013). Aussi, les sédiments analysés au fond de l'étang comportent différentes caractéristiques selon la profondeur de l'échantillon recueilli. Les boues du fond sont, selon Papadopoulos *et al.* (2003), des boues de très haute densité, visqueuses avec une proportion en eau autour de 87%. Ces boues sont majoritairement inorganiques avec des valeurs en STV de seulement 47%. Au-dessus de cette zone, ce sont des boues de couleur noir et un peu verdâtre avec une forte concentration en matière organique, donc très active biologiquement. Finalement, la dernière zone représente le voile de boues, en contact direct avec l'eau. Il a aussi été observé que le ratio de matière volatile diminuait pour les échantillons récoltés plus en profondeur, ainsi que la quantité de carbone, d'azote et le de phosphore, démontrant une minéralisation de la matière (Keffala *et al.*, 2013).

Des analyses de dégradation anaérobie ont été effectuées par Paing *et al.* (2000) sur les boues directement et des valeurs moyennes du potentiel méthanogène de ces boues de $2,9 \text{ ml CH}_4\text{g}^{-1} \text{ VS}^{-1}\text{d}^{-1}$ ont été trouvées. Il a aussi été démontré que les boues près de la sortie de l'étang comportaient un potentiel méthanogène plus élevé ainsi qu'une concentration moindre d'acides gras volatils que les boues près de l'entrée. Quant à la quantité de méthane relarguée par l'étang, des valeurs de $25 \text{ Lm}^{-2}\text{d}^{-1}$ ont été trouvées pour un étang anaérobie. Ces valeurs étaient homogènes sur la surface de l'étang. Dans un étang facultatif, d'autres études ont démontré des valeurs à la surface de l'étang de $2,7 \text{ l/m}^2\text{d}^{-1}$ (Iwema *et al.*, 1987) ainsi qu'entre 21 et $62 \text{ Lm}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Brockett, 1976). La variété des résultats dépend grandement des conditions dans lesquels les étangs se trouvent en plus de la difficulté à mesurer les gaz. Plusieurs éléments peuvent venir perturber les analyses, par exemple les algues qui peuvent bloquer les tubulures pour la récolte des gaz abordées par Brockett (1976), ou encore le positionnement du collecteur de gaz (Toprak, 1995).

2.4.3 La gestion des boues au Québec

La gestion des boues est l'un des éléments les plus difficiles à prévoir et coûteux dans le domaine du traitement des eaux usées (Metcalf & Eddy, 2003). Le traitement et la disposition des boues d'une station représentent environ 50 à 60% des coûts totaux du traitement (Wei *et al.*, 2003). Au Québec, environ 750 000 tonnes métriques de boues sont annuellement estimées provenant du secteur municipal. La politique québécoise de gestion des matières résiduelles édictée en 2011 vise à donner une deuxième vie aux matières organiques, telles que les boues municipales, en encourageant le recyclage des biosolides. Trois principales solutions sont actuellement offertes pour se débarrasser des boues municipales, soit le recyclage (épandage, compost, etc), l'incinération et l'enfouissement. Au Québec, pratiquement la moitié des boues municipales, soit 48% sont incinérés, suivi par 30% de boues recyclées, majoritairement avec l'épandage et finalement 22% sont enfouies (voir Figure 8). L'incinération n'étant plus permise selon la loi, de nouvelles installations de digestion et compostage sont en construction partout au Québec.

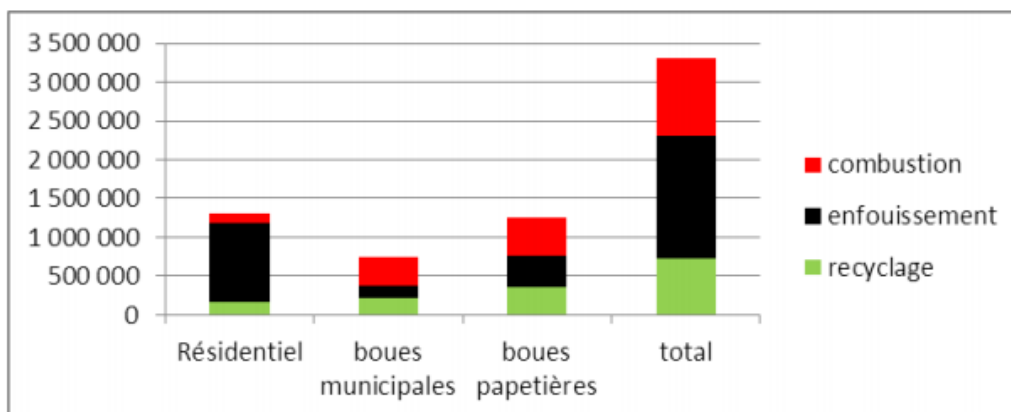


Figure 8 Modes de gestion des principaux déchets de matières organiques putrescibles au Québec en tonnes humides, en 2010 (Hébert, 2012)

La gestion des boues doit être assurée par les municipalités et elles doivent se conformer aux normes et règles en vigueur, dans ce cas-ci à la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles. Dans cette dernière, le plan 2011-2015 a comme objectif d'éliminer complètement les lieux d'élimination des boues municipales et autres matières organiques pour éviter les impacts qui sont nuisibles dus à la décomposition de ces résidus, par exemple les gaz à effet de serre d'ici 2020 (MDDELCC, 2011, Pan *et al.*, 2016). En effet, selon l'Agence américaine de la protection de l'environnement, il serait possible de remarquer une diminution de 70 à 80 Mt en équivalent CO₂ en augmentant la proportion recyclée d'environ 17% des matières résiduelles municipales (MDDELCC, 2011). Selon le bilan de mi-parcours du gouvernement du Québec de 2014, de 2008 à 2012 le taux de valorisation de la matière organique municipale a augmenté de 9% (MDDELCC, 2012). L'importance est principalement mise sur le traitement de la matière de manière à en retirer le plus de valeur possible. Le traitement par biométhanisation ainsi que le compostage sont donc grandement privilégiés. De plus, selon la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles (PGMR), les matières organiques putrescibles devront être bannies de l'élimination en 2020 (Québec, 2012).

Les boues provenant d'étangs aérés utilisées à des fins agronomiques doivent répondre à des critères précis dans le but de mettre à profit les matières fertilisantes qu'elles contiennent. Le Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes contient toutes les informations nécessaires quant aux critères devant être respectées pour être utilisées comme matières résiduelles fertilisantes (MRF). En résumé, le contenu en métaux lourds et autres contaminants des boues doit être mesuré pour s'assurer qu'il soit en deçà des limites acceptables; la disponibilité ainsi que la nature des terrains récepteurs doivent être prises également en considération. Pour assurer une préparation adéquate, un suivi des eaux usées et des boues produites doit être réalisé au minimum un an avant l'extraction et la disposition des boues (MAMOT, 2009).

Comme mentionné précédemment, l'enfouissement sanitaire est une alternative à la valorisation des boues. L'inconvénient de cette option est que pour ce faire, les boues doivent être déshydratées ce qui ajoute bien souvent des coûts d'opération, puisque la déshydratation à l'aide d'équipement mécanique est une opération onéreuse. Il est possible de sauver des coûts en utilisant un lit de séchage, même si la construction du lit nécessite aussi un investissement considérable. Les boues

extraites ont généralement une siccité de 4% et dans ce cas-ci doivent être pelletables (>15%), d'où la nécessité de faire la déshydratation des boues.

À des fins de planification budgétaire, le Ministère recommande un certain nombre d'années d'opération entre chaque vidange des étangs, selon le type de traitement et donc, par le fait même, le type de boues accumulées. Ces recommandations sont présentées au Tableau 2, pour les étangs conventionnels ainsi que pour ceux à parois verticales (parois en béton). L'extraction des boues peut se faire de différentes façons, mais généralement elle se fait en pompant les boues sans vidanger l'étang.

Tableau 2 Recommandation ministérielle pour la vidange de stations d'épurations selon le type de solides accumulées (MAMOT, 2009)

Types de boues	Étang conventionnel	Étang à parois verticales
Boues chimiques	3 à 6 ans	1 à 2 ans
Bassin d'entrée (présence de sable)		8 à 12 ans
Boues biologiques	15 à 20 ans	3 à 5 ans (pour la dernière cellule)

En principe, au Québec, les boues doivent être vidangées lorsque le volume de celle-ci atteint 15% du volume utile total de la cellule. La méthode utilisée pour faire la mesure des boues doit être conforme aux directives du MAMOT et la qualité de l'effluent doit respecter les normes de rejet. Pour permettre un meilleur suivi de l'accumulation des boues dans les étangs, certains documents ont été développés par le MAMOT, soit; le guide pratique de mesure des boues dans les étangs d'épuration (MAMOT, 2010), le document sur la gestion des boues (MAMOT, 2009) ainsi qu'un chiffrier Excel portant sur le calcul du volume de boues dans un étang.

2.5 Augmentation de la capacité des étangs

Comme mentionné dans la mise en contexte, plusieurs stations de traitement des eaux usées ont atteint la limite de leur capacité de traitement. Pour contrer cette problématique, quelques alternatives ont été développées au fil du temps.

L'ajout d'un étang est l'une des premières options possibles pour augmenter la capacité de traitement d'un étang déjà existant. Par ailleurs, cet ajout demande beaucoup d'espace qui n'est souvent pas disponible. Dans le même ordre d'idées, il est aussi possible d'augmenter l'aération mécanique dans un bassin permettant ainsi d'augmenter le transfert d'oxygène dans le liquide (CNRC et FCM, 2004). Les étangs supplémentaires permettent aussi de diminuer les risques d'odeurs dans les bassins, en évitant la surcharge organique d'un bassin. Une des options utilisées est l'addition d'un traitement par l'ajout d'un milieu fixe dans les étangs (RBLM).

2.5.1 Procédé à biomasse fixe

Contrairement à la section 2.2 précédente, dans les procédés à biomasse fixe, les bactéries responsables de la dégradation se retrouvent fixées à un support bactérien inerte. L'eau usée à traiter se retrouve donc à circuler au travers du support bactérien qui contient un biofilm, ou encore autour de ce support, selon la nature de ce dernier. Le biofilm ainsi créé peut donc aider au traitement. Un procédé à biomasse fixe permet aussi de convertir les composés azotés, soit la nitrification et la dénitrification (Gavrilescu et Macoveanu, 2000). Ce faisant, il est possible, grâce au biofilm, d'avoir une diminution de la compétition entre les bactéries hétérotrophes et autotrophes ce qui permet la croissance des bactéries nitrifiantes en offrant un environnement idéal, soit une faible concentration en matière organique carbonée. Mais surtout, c'est le temps de rétention des solides plus long dans un procédé à biomasse fixe qui permet la croissance des bactéries nitrifiantes. Le terme biofilm fait référence à tous les dépôts se trouvant sur un support quelconque ainsi que la matrice gélatineuse les protégeant, soit la substance polymérique exocellulaire (SPE).

La structure d'un biofilm est assez complexe. Tout d'abord, un biofilm se compose de cellules procaryotes et de microorganismes tels que des champignons et des protozoaires qui sécrètent une substance mucilagineuse protectrice, appelée substance polymérique exocellulaire (SPE) (Boltz *et al.*, 2017). Cette couche supplémentaire permet aux bactéries dans le biofilm de se protéger en s'encapsulant et ainsi d'avoir la possibilité de survivre dans un milieu hostile ce qui leur permet de se disperser et de coloniser à nouveau. Cette matrice gélatineuse se compose de polysaccharides, protéines, acides nucléiques et de lipides (Boltz *et al.*, 2017). En plus d'offrir une protection, elle permet aussi les échanges avec les particules externes au biofilm en favorisant l'adhésion. Dans le traitement des eaux usées, une épaisseur de biofilm contrôlée permet d'éviter le colmatage du support bactérien et est grandement bénéfique.

Dans la catégorie des procédés à biomasse fixe, plusieurs systèmes ont vu le jour dans le traitement des eaux usées selon Schlegel et Koeser (2007). Il est possible de les diviser en 4 grandes catégories, soit les supports bactériens fixes, ceux en suspension, ceux rotatifs ainsi que les systèmes combinés. Le Tableau 3 présente tous les types de traitement se référant aux procédés à biomasse fixe. Dans le cadre de cette étude, seulement les procédés RBLM, IFAS et SFBBR seront décrits, ceux-ci étant les systèmes se rapprochant le plus de celui à l'étude.

Tableau 3 Système avec un réacteur à biofilm fixe dans le traitement des eaux (adapté de Schlegel et Koeser 2007)

Support bactérien fixe	Rotating biological contactor/carrier	Support bactérien en suspension	Système combiné (Boues activées /média)
- Trickling Filter (TF)	- Disc	- MBBR	- AS/RBC
- Submerged fixed bed biofilm reactor (SFBBR)	- Cylinder	- Fluidised bed biofilm reactor (FBBR)	- AS/FBBR (IFAS)
- Biofilter (BF)	- Submerged flocs		- AS/MBBR

2.5.1.1 Réacteur biologique à lit mobile (RBLM)

Les réacteurs biologiques à lit mobile ont été développés vers la fin des années 1980 en Norvège par la compagnie Kaldnes Miljøteknologie et ont été installés pour la première fois en 1990 (Ødegaard *et al.*, 1999). Au départ, l'objectif de ces études visait principalement l'optimisation de l'enlèvement de l'azote dans un système à boues activées (Sen *et al.*, 1994), puisque le support bactérien permet aux microorganismes à croissance lente, tel que les bactéries nitrifiantes, de se développer. Par la suite, différentes configurations du RBLM ont été développées démontrant plusieurs autres avantages, par exemple l'abattement de la matière organique. Dans ce système, le support bactérien étant généralement des petits morceaux de plastique (Figure 10), permet la croissance continue du biofilm sur sa surface dans un réacteur complètement mélangé (Lariyah *et al.*, 2016). Le critère principal pour la sélection du média est la surface spécifique disponible pour la croissance du biofilm ainsi que l'espace disponible à l'eau pour être traité. Le média est continuellement en suspension à l'aide, soit d'aérateurs de fond ou d'un mélangeur non aéré comme le montre la Figure 9 selon les besoins du traitement.

Contrairement à certains procédés à biomasse fixe, le RBLM utilise le volume complet du réacteur pour augmenter les chances de croissance bactérienne (Ødegaard, 2006). Le support bactérien possède une densité moindre que celle de l'eau ce qui lui permet de rester en suspension malgré la biomasse qui se forme sur celui-ci. La quantité de médias ajoutée au RBLM dépend de la charge à traiter et est retenue dans les réacteurs grâce à des tamis placés sur les conduites d'entrée et de sortie. De plus, le brassage favorise la collision du média ce qui provoque le détachement en continu du biofilm et ainsi aide au maintien d'une épaisseur de biofilm convenable sur les supports bactérien.

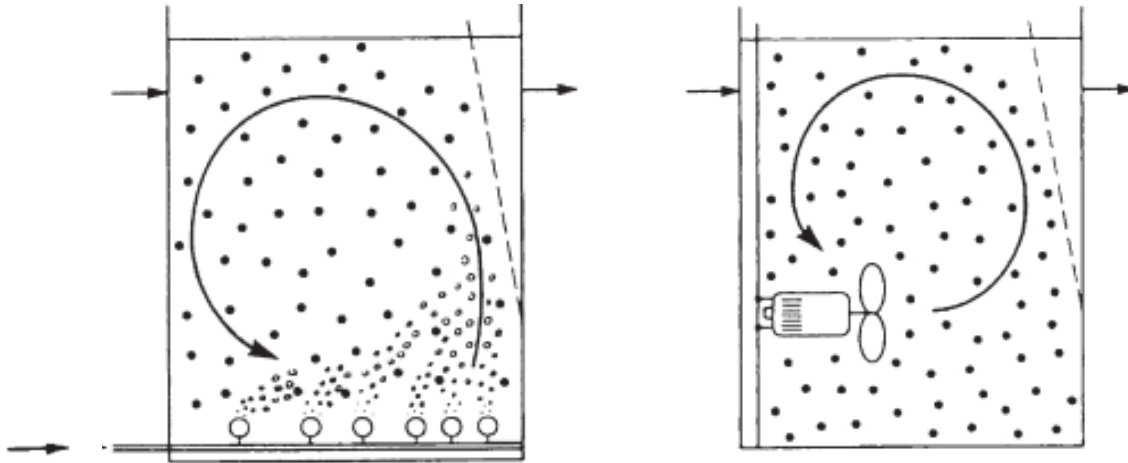


Figure 9 Différentes configurations d'un procédé RBLM (Ødegaard, 2006)



Figure 10 Différents types de support bactérien populaire (Lariyah *et al.*, 2016)

2.5.1.2 Integrated fixed-film activated sludge (IFAS)

Les procédés IFAS (integrated fixed-film activated sludge) sont étudiés plus intensément depuis les années 80-90 aux États-Unis (Lariyah *et al.*, 2016). Ces procédés sont arrivés suite aux RBLM, et sont appelés depuis 1996 IFAS (Randall et Sen, 1996, Ødegaard *et al.*, 1994). Ces systèmes comportent plusieurs avantages, comme par exemple, la facilité d'opération, des réacteurs de plus petite dimension ainsi que moins de production de boues, grâce à la recirculation des boues (Singh *et al.*, 2015). C'est principalement cet élément qui différencie un procédé RBLM, vu précédemment, et un procédé IFAS. L'espace nécessaire pour un IFAS est entre 45 et 60% moindre qu'un système à boues activées conventionnel (Ødegaard *et al.*, 2014). Ces réacteurs sont appelés hybrides puisqu'ils combinent les procédés à biomasse fixe avec les procédés à biomasse libre. Dans un procédé IFAS, un support bactérien est ajouté directement dans un bioréacteur aéré à culture libre, sur lequel un biofilm peut se former. Ce support intégré peut être fixe dans le bassin d'aération ou bien être fluidisé dans le réacteur (Metcalf & Eddy, 2003). Dans le premier cas, une partie de la biomasse est fluidisée tandis qu'une autre quantité s'attache au média qui est fixé dans l'étang tandis que dans le deuxième cas la croissance du biofilm se forme sur le média en suspension (Duan *et al.*, 2012, Seetha *et al.*, 2010). Une grande partie des études effectuées sur le sujet sont faites en laboratoire. Très peu d'information concernant les procédés IFAS à support bactérien fixe sous conditions réelles est présenté dans la littérature (Singh *et al.*, 2015). Plusieurs configurations sont possibles avec un procédé IFAS, selon l'objectif, par exemple l'enlèvement de l'azote ou l'augmentation de la capacité de traitement de la station, etc.

2.5.2 Submerged fixed bed biofilm reactor (SFBBR)

Le réacteur à biomasse fixe submergée est intégré en Europe depuis la fin des années 80 (Schlegel et Koeser, 2007). Le support bactérien, comme dans le cas d'un RBLM ou d'un IFAS, est encore une fois fait de plastique (PE, PP, PVC). La surface spécifique à prioriser doit généralement se situer entre 100 et 300 m²/m³. Dans les systèmes SFBBR l'aération est primordiale tandis que la recirculation ne l'est pas. Les boues produites sont évacuées en continu. Bien souvent, les lits à support bactérien fixe submergés sont installés en séries, formant ainsi un réacteur. Contrairement à un lit bactérien, le temps de rétention hydraulique est beaucoup plus long. La Figure 11 ci-dessous représente un SFBBR typique.

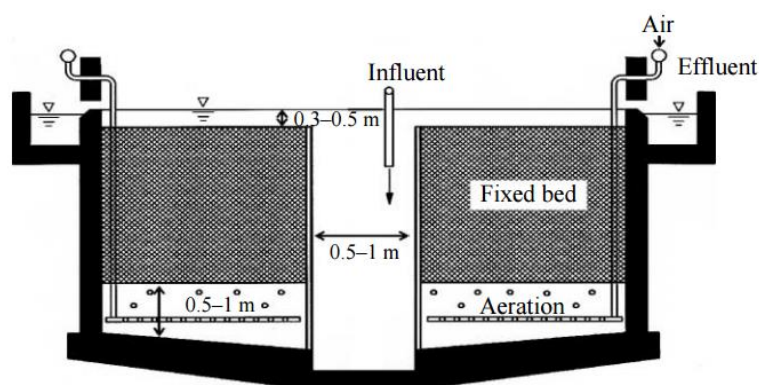


Figure 11 SFBBR typique

Différents cycles d'aération peuvent avoir lieu, permettant ainsi un apport en oxygène dissous constant en plus de prévenir le colmatage. Ce type de traitement est en mesure d'abattre la DBO jusqu'à 95%, la DCO jusqu'à 80% ainsi que l'azote Kjeldahl total jusqu'à 90% (Schlegel et Koeser, 2007). Ces systèmes sont donc principalement utilisés pour les petites stations de traitement des eaux usées municipales ainsi que pour un prétraitement des eaux usées industrielles. Ces procédés sont simples d'opération et requiert très peu de supervision en plus de demander moins d'espace qu'un système à boues activées.

Il a été remarqué que les boues produites par ces systèmes ont de bonnes propriétés de décantation ce qui laisse croire à une faible production de bactéries filamenteuses responsables de la remise en suspension de flocs (Schlegel et Koeser, 2007). Peu d'études sont disponibles quant à la comparaison des boues d'un système à boues activées et d'un SFBBR, mais certaines études en usine ont démontré des rendements de boues plus faibles dans le cas d'un traitement avec SFBBR (Schlegel et Koeser, 2007). Les mêmes auteurs proposent une production de boues équivalente à moins de 0,5kg de boues/kg DBO.

2.5.3 Technologie BIONEST^{MD} et KAMAK^{MC}

L'entreprise Bionest Technologies se spécialise dans le traitement des eaux usées depuis 1997 mettant sur pied plusieurs solutions pour le traitement résidentiel, commercial et municipal. Depuis ses premières ventes en 2003, plus de 35 000 systèmes ont été installés à travers le monde (Bionest, 2011).

Les installations septiques domestiques installées par l'entreprise permettent une réduction de l'espace utilisé par un champ d'épuration conventionnel grâce à un réacteur biologique. Ce réacteur est composé d'un support bactérien BIONEST^{MD} développé par la compagnie, qui consiste en un ruban de polymère non toxique, inerte et gravé sur un côté pour faciliter l'adhérence et le développement du biofilm (Patry *et al.*, 2018). Une image du support bactérien BIONEST^{MD} est présentée à la Figure 12.

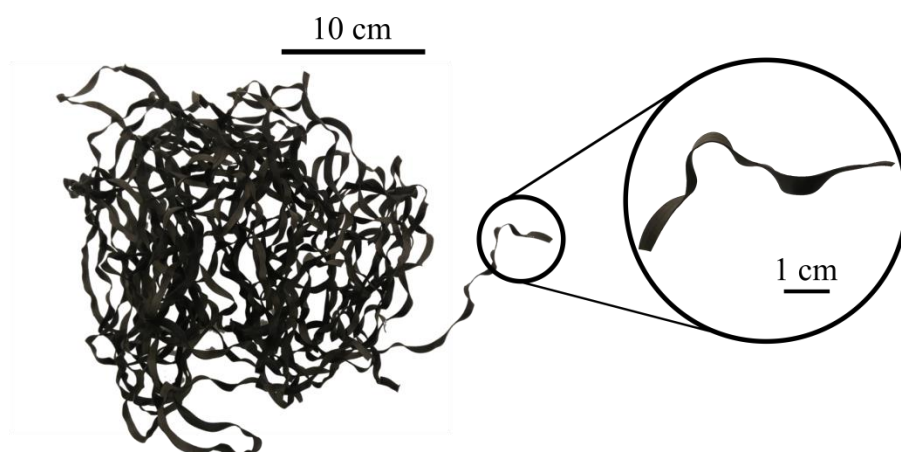


Figure 12 Support bactérien BIONEST^{MD}

Un système domestique typique consiste en une fosse septique, soit le traitement primaire, permettant la décantation de la matière. Suit un traitement secondaire, soit d'un réacteur remplis du support bactérien BIONEST^{MD} et finalement, au besoin, un traitement tertiaire peut avoir lieu à l'aide d'UV. Une boucle de recirculation de l'eau qui part de la zone anoxie, dans le dernier tiers du réacteur, vers le début du traitement permet aussi la recirculation de toutes formes azotées pour favoriser l'abattement de l'azote. Une schématisation d'un système domestique BIONEST^{MD} sans traitement tertiaire est présentée à la Figure 13.

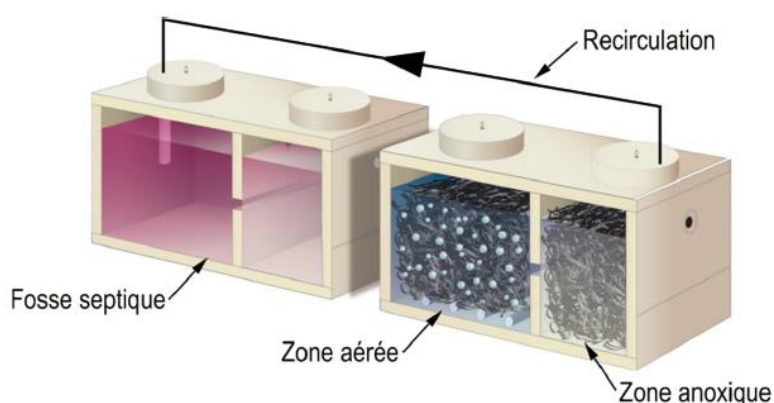
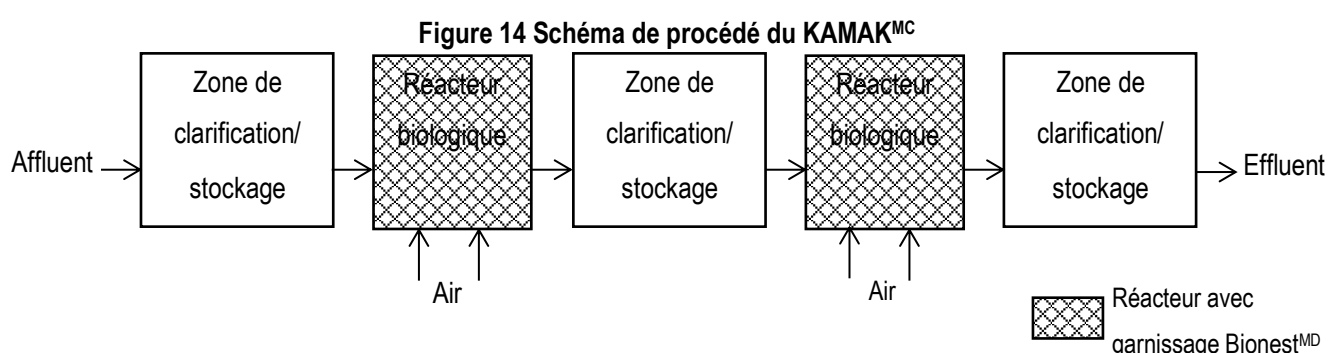


Figure 13 Système BIONEST^{MD} typique

Le support bactérien dans ce réacteur permet la création d'un environnement stable et propice à la formation d'un biofilm. C'est ce même support qui est utilisé dans les réacteurs du système KAMAK^{MC} qui est à l'étude. Le KAMAK^{MC} est une chaîne de traitement caractérisé par l'ajout d'un milieu fixe dans les étangs municipaux. L'objectif principal est d'augmenter la capacité de traitement d'un étang en offrant plus d'espace pour la croissance des microorganismes. Cette chaîne de traitement se divise en plusieurs zones, favorisant soit la décantation (dans les zones de clarification et de stockage des boues) ou la croissance d'un biofilm (dans les réacteurs munis du support bactérien). Les différentes zones ont des temps de rétention assez court, permettant de traiter une plus grande quantité d'eau dans un plus petit volume de traitement. Le fonctionnement du procédé KAMAK^{MC} sera décrit plus en détail dans le chapitre 4 et un schéma du procédé est présenté à la Figure 14.



Chapitre 3 : Objectifs

La filière de traitement KAMAK^{MC} est nouvelle sur le marché et il n'existe pas de systèmes semblables, il est donc difficile de trouver un comparatif applicable à cette situation sur lequel se baser pour comprendre les mécanismes survenant dans les étangs équipés de cette technologie. Comme il a été expliqué dans les chapitres précédents, il est important de bien comprendre les phénomènes liés à l'accumulation des boues dans les étangs, pour ce procédé. On pense plus spécifiquement à la production de boues (sédimentation), la dégradation (anaérobie ou aérobie) et la production de gaz, corollaire à la dégradation. Le manque d'information pour tout ce qui a trait aux boues dans les étangs est flagrant dans la littérature, ce qui a mené à la nécessité d'une étude sur le sujet.

Dans une perspective plus globale, l'objectif général de l'étude était d'en apprendre davantage sur le fonctionnement du procédé KAMAK^{MC} dans les 3 différentes zones de décantation. De cette façon, il a été possible de comprendre les procédés survenant dans chacune des zones, en plus de voir le comportement de chacune d'elle ainsi que leur différence. Trois objectifs spécifiques ont été définis en début d'étude pour guider les travaux de recherche, soit :

- 1) Effectuer un suivi du taux d'accumulation des boues dans les trois zones de décantation du procédé KAMAK^{MC};
- 2) Caractériser les boues et observer leur comportement dans chacune des zones à différents points d'échantillonnage;
- 3) Quantifier la dégradation anaérobie survenant dans les zones de décantation pendant la période estivale sur le terrain et comparer ses valeurs avec celles obtenues en laboratoire.

Chapitre 4 : Matériel et méthodes

4.1 Site expérimental à l'étude

Le site expérimental à l'étude se situe dans la municipalité de Grandes-Piles en Mauricie au Québec (Figure 15). La station d'épuration des eaux usées municipale est composée d'un étang aéré à parois verticales de 2 cellules pour un volume total de 1564 m³ (MAMOT, 2013). La hauteur totale de l'étang est de 4m avec une hauteur d'eau de 3,25m. L'étang reçoit des eaux usées de type domestique à un débit moyen de 84,4 m³/d et une concentration moyenne en DBO₅ de 194 mg/L (MAMOT, 2013). L'aération de l'étang s'effectue à l'aide de diffuseurs de fond de types ATARA et le point de rejet est situé dans la rivière Saint-Maurice, à proximité du site.



Figure 15 Étang aéré de Grandes-Piles (Qc) avec le système KAMAK^{MC}

4.1.1 Description de la chaîne de traitement KAMAK^{MC}

La technologie KAMAK^{MC} a été installée dans le premier tiers de l'étang et est bien définie par un rideau séparateur. Lors de son installation, l'aération fournie par les diffuseurs a été arrêtée dans la première moitié de l'étang. L'apport en oxygène nécessaire pour permettre l'abattement de la DBO₅ et de l'azote ammoniacal est fourni par l'aération sous les cellules du KAMAK^{MC}. Le KAMAK^{MC} est composé de 5 zones bien distinctes et la fin du traitement s'arrête à la fin de la cinquième zone. Ces zones sont CI1, CI2, CI3, RX1 et RX2 (voir Figure 16). Deux d'entre elles sont des réacteurs biologiques (Rx), tandis que les autres sont des zones de clarification et de stockage des boues (CI). Chaque zone réalise un objectif différent. La première, qui est appelée CI1, est une zone de clarification et de stockage des boues, semblable à un décanteur primaire. Un aérateur de fond, de type ATARA, est fonctionnel dans cette zone pour éviter les odeurs lors des températures plus chaudes. Cette zone permet aussi l'abattement de la matière en suspension ainsi que de la DBO₅ par décantation. Une fraction de la matière organique particulaire ainsi que les particules inertes peuvent sédimenter dans cette zone. Selon la disponibilité en oxygène dissous, certaines particules peuvent être dégradées.

La deuxième zone est le premier réacteur biologique, RX1 (voir Figure 16). Ce réacteur est composé de 10 cellules (voir la section 4.1.2) remplies de support bactérien BIONEST^{MD}, pour un équivalent de 1 418 m² de surface totale de support, ainsi que de 2 autres cellules vides pour faciliter les déplacements sur l'étang lors de l'échantillonnage. Le média offre un support idéal pour la croissance bactérienne permettant ainsi la création d'un biofilm actif. Ce biofilm est responsable de la dégradation de la matière organique soluble ainsi que de l'hydrolyse et de l'adsorption de la matière organique particulaire. Tous ces processus sont possibles grâce à un apport suffisant en oxygène dissous.

Une deuxième zone de clarification et de stockage des boues, CI2, suit le premier réacteur. Cette zone ne contient aucun aérateur de fond, contrairement à CI1, ce qui permet la digestion anaérobie d'une plus grande portion de la fraction organique des boues, en plus de permettre le stockage des boues.

La quatrième zone est un deuxième réacteur (RX2) composé de 12 cellules, dont 5 contiennent un support bactérien, ce qui représente une surface totale de support de 709 m². L'objectif principal de RX2 est d'assurer la nitrification en plus d'abattre une partie de la fraction restante de la matière organique carbonée et est suivi d'une dernière zone de clarification et de stockage des boues (CI3) qui permet un polissage de l'eau, avant le retour à l'exutoire.

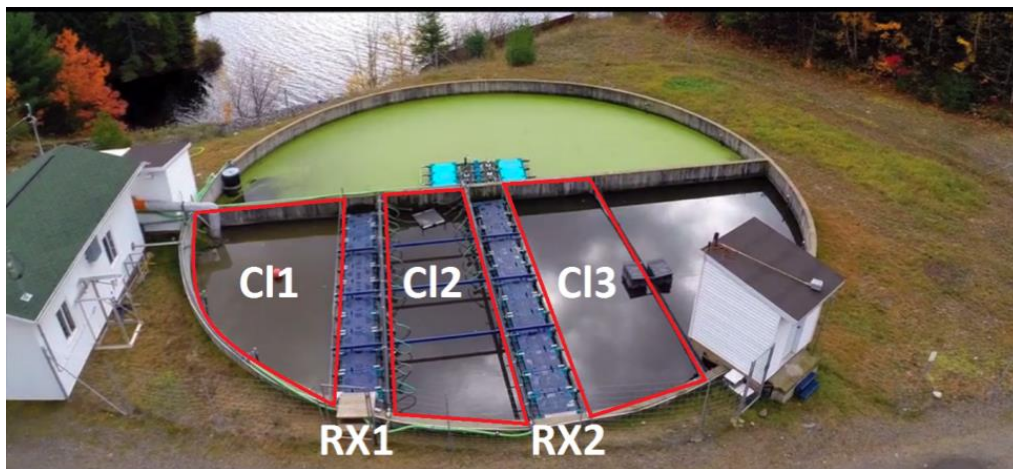


Figure 16 Division des zones du procédé KAMAK^{MC} installé à Grandes-Piles (Qc)

4.1.2 Cellule KAMAK^{MC}

Les réacteurs (RX1 et RX2) sont composés de cellules cylindriques flottantes remplies d'un support bactérien d'une surface spécifique de 160 à 320 m²/m³ (voir Figure 17). Le diamètre interne de chacune des cellules est de 0,6 m et de 3 m de hauteur, ce qui offre 0,85 m³ de volume disponible pour le support bactérien. Le support même est un ruban de polymère gravé et non toxique favorisant l'adhésion de la matière organique. Ce support inerte est non fluidisé, donc fixe dans les cellules, permettant ainsi la création d'un biofilm actif. Les cellules sont maintenues en place grâce à des tuyaux flottants et sont recouvertes par des tuiles carrées permettant la circulation des opérateurs sur ces dernières. Des tuyaux d'aération acheminent l'air nécessaire au bas de la cage permettant la dégradation de la matière organique et la nitrification, en plus de permettre un

brassage nécessaire au contrôle de l'épaisseur du biofilm. Les bulles grossières fonctionnent en continu dans chacune des cellules des réacteurs pour assurer un apport en oxygène dissous constant tandis qu'une séquence d'aération ponctuelle plus forte se produit dans chacune des colonnes en alternance pour éviter le colmatage. Ces diffuseurs se retrouvent dans le bas complètement de chacune des colonnes.



Figure 17 Schéma d'une cellule dans les réacteurs du KAMAK^{MC}

4.1.3 Conditions d'opération

Comme le pilote a été installé dans l'étang de Grandes-Piles, il a donc été soumis aux conditions d'alimentation de ce dernier. Aucune variable (débit, température, qualité de l'eau) n'a donc été contrôlée, mis à part l'alcalinité dans l'été pendant la période estivale.

4.2 Suivi du taux d'accumulation des boues dans les trois zones de décantation : Objectif 1

Un des objectifs de ce mémoire est la caractérisation des zones de décantation qui consiste, entre autres, à faire un suivi de l'accumulation des boues dans les trois zones de décantation. Ce suivi a été effectué tout au long de l'étude, permettant ainsi de déterminer la fréquence nécessaire de vidange de boues dans l'étang. Cette information est primordiale pour l'évaluation des coûts d'opération d'un système de traitement comme celui-ci.

4.2.1 Méthode et instrument utilisé pour les mesures de l'accumulation des boues

Les mesures de boues dans les différentes zones de clarification et de stockage des boues du KAMAK^{MC} ont été effectuées à l'aide d'une jauge à boues, fréquemment appelée le « sludge judge». Cette méthode n'est plus recommandée par le MAMOT

(2010) puisque, bien souvent, les mesures avec une jauge à boues donnent des résultats moins fiables qu'avec une autre méthode, par exemple un sonar ou une sonde à cellule photoélectrique. Par ailleurs, cette méthode reste tolérée puisque l'utilisation d'une jauge à boues est peu dispendieuse et relativement simple. Pour assurer l'exactitude des résultats et offrir un comparatif des mesures prises manuellement, une mesure au sonar a été effectuée 2 fois par année. Des essais avec une sonde à cellule photoélectrique ont été effectués, mais le bris de cette dernière a mené à la sélection de la jauge à boues comme instrument de mesure.

La jauge à boues consiste en un long tube de plastique transparent gradué, divisé en trois sections pour un total de 4,5 m. Normalement, le tube est gradué à chaque 30 cm, mais des graduations ont été ajoutées à tous les 5 cm pour augmenter la précision de l'appareil. L'embout inférieur est muni d'un clapet permettant aux boues d'entrer dans le tube lors de la descente et de se refermer lors de la remontée de la jauge. Une image de la jauge à boues est présentée à la Figure 18. Les boues du fond ainsi que l'eau sont donc emprisonnées dans la jauge.



Figure 18 Jauge avec boues de fond et graduation à chaque 5 cm

Lorsque la jauge à boues est utilisée, deux méthodes sont proposées dans le Guide de mesure des boues du MAMOT (MAMOT, 2010). La première est la méthode directe et la seconde la méthode indirecte. Dans le cadre de ce mémoire, les deux méthodes ont été testées. Le protocole d'utilisation pour la méthode indirecte n'est pas très complexe. Il suffit de faire descendre la jauge lentement, à la verticale, dans l'étang à vitesse constante. Avec cette méthode, il ne faut pas descendre complètement la jauge jusqu'au fond de l'étang, il faut plutôt s'arrêter lorsque l'embout du tube atteint le voile de boues pour

ensuite tirer légèrement sur la jauge pour refermer le clapet et remonter le tube. Ainsi, le mélange liquide-voile de boues reste dans le tube permettant la lecture. Cette dernière représente la quantité d'eau au-dessus des boues, il suffit donc de soustraire la profondeur totale de l'étang avec la mesure prise.

La méthode directe, quant à elle, consiste à insérer la jauge à boues jusqu'au fond de l'étang et d'ensuite relever la jauge pour permettre au clapet à bille de se refermer et d'emprisonner les boues dans la jauge. La lecture des boues récoltées peut ensuite être effectuée. Il a été remarqué que cette méthode surestimait les valeurs lorsque ces dernières étaient comparées aux mesures faites avec le sonar. La méthode indirecte donnait, quant à elle, des valeurs semblables à celles du sonar. C'est donc cette dernière qui a été utilisée pour l'analyse des données du chapitre 5. Les valeurs obtenues avec la méthode directe ne seront pas présentées dans ce mémoire, puisqu'elles ne sont pas représentatives des hauteurs de boues réelles dans l'étang. Comme il a été mentionné précédemment, la méthode indirecte évite la surestimation de la quantité de boues causée soit par une aspiration des boues lors d'une descente trop rapide de la jauge ou de la perte de boues lors de sa remontée. Les protocoles sont présentés en annexe 2.

4.2.2 Fréquence d'échantillonnage et points de mesure

Pour effectuer un suivi des hauteurs de boues dans l'étang, une mesure a été effectuée aux alentours du 15 de chaque mois à différents points dans l'étang. Au total, 11 points de mesure ont été choisis dans les 3 différentes zones pour assurer une mesure représentative de la hauteur des boues dans l'étang (Figure 19). Pour chacune des zones, une mesure a été prise à l'entrée ainsi qu'à la sortie de la zone en plus d'autres points aléatoires dans la zone. Comme mentionné dans le guide du MAMOT(2010), les mesures se prennent généralement à l'aide d'une chaloupe sur l'étang (MAMOT, 2010). Par ailleurs, dans ce cas-ci, puisque les zones sont petites (46 m²) il était difficile d'installer une embarcation sur l'étang pour effectuer les mesures. De ce fait, les mesures ont donc été prises sur le bord bétonné de l'étang ou bien près des rideaux séparateurs des réacteurs, ces endroits étant accessibles contrairement au centre de chaque zone.

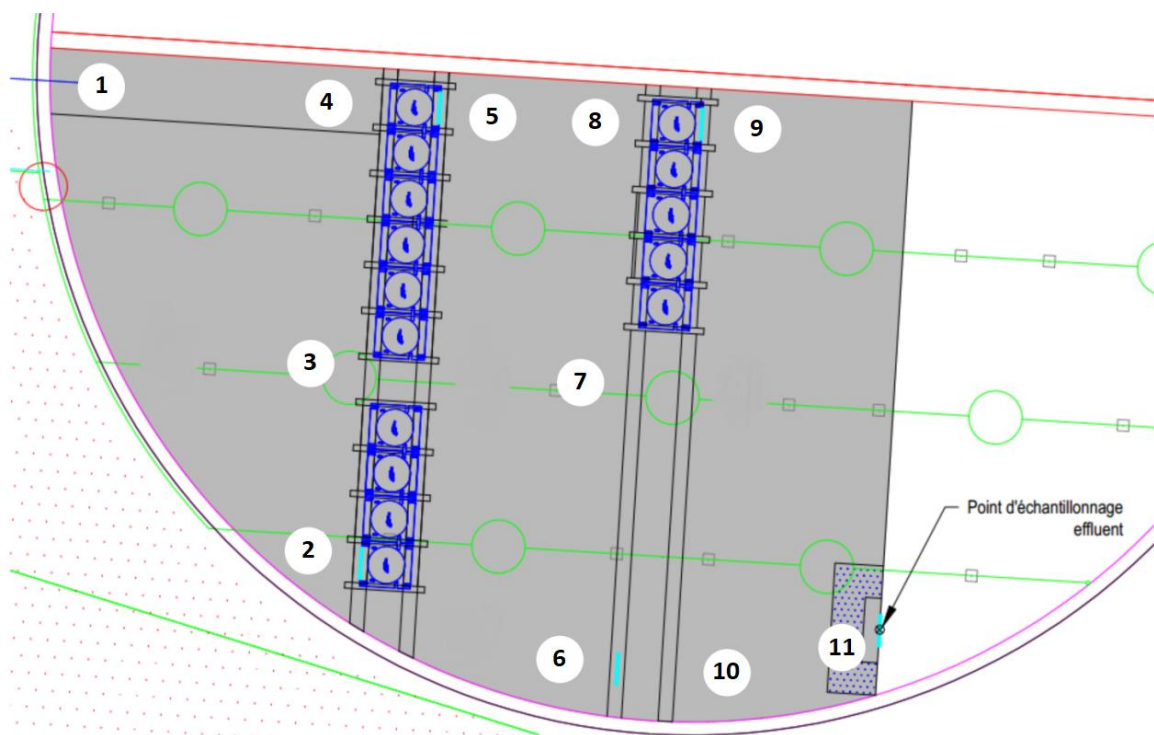


Figure 19 Plan d'échantillonnage lors des mesures et de l'échantillonnage des boues

4.2.3 Mesures avec le sonar

Comme mentionné un peu plus haut, les mesures avec le sonar sont bisannuelles. La première a été prévue au printemps 2016, avant que la température de l'eau commence à se réchauffer. Cette première mesure a permis de quantifier l'accumulation qu'il y a eu tout au long de l'hiver, lorsque les températures étaient plus froides. Il est aussi possible d'avoir une idée de l'accumulation totale maximale qu'il y a eu dans l'étang. La deuxième mesure a été planifiée à l'automne. Contrairement à la première, elle se fait lorsque les températures refroidissent donc lorsque l'activité des boues se fait plus lente. Les mesures au sonar servent principalement de référence avec les mesures prises manuellement. En ayant une référence, il est possible de voir si les mesures effectuées avec la jauge à boues sont justes ou bien si elles demandent un ajustement.

Pour faire la mesure au sonar, le projet a eu recours aux services d'une firme spécialisée pour effectuer les mesures, la compagnie Echotech situé dans les Laurentides (Qc). Pour ce faire, une sonde à spectre large a été installée sur une embarcation gonflable (Figure 22) qui était déplacée sur l'étang dans chacune des zones. La sonde émet un signal haute-fréquence qui est réfléchi par le voile de boues avant de retourner au sonar (MAMOT, 2010). Le temps requis au signal pour faire ce déplacement est utilisé pour calculer la profondeur du liquide dans les zones et la profondeur totale de l'étang est mesurée à l'aide d'une règle d'arpenteur. Ensuite, chaque point de mesure est associé à une profondeur liquide ce qui mène, par différence avec la hauteur totale d'eau dans l'étang, à une hauteur de boues.

Lors de la mesure avec le sonar, il a aussi été possible de faire une localisation spatiale du tracé de bathymétrie. Pour ce faire, deux récepteurs GPS ont été utilisés, un étant dans l'embarcation avec le sonar (Figure 20) et l'autre servant de station de référence sur le sol (Figure 21). Les résultats obtenus à l'aide du sonar ont permis d'avoir une très bonne idée de la répartition spatiale des boues dans les zones, contrairement aux mesures avec la jauge à boues. Au total, dans chaque zone, environ 100 points de mesure ont été retenus pour faire le calcul du volume de boues. Une interpolation triangulaire a été effectuée entre chaque point pour permettre une répartition spatiale plus juste des boues dans l'étang.



Figure 20 Récepteurs GPS sur l'embarcation allant sur l'étang



Figure 21 Récepteurs GPS utilisé comme station de référence sur le sol



Figure 22 Sonde sur une embarcation flottante dirigée par Yves Payette d'Echotech

4.3 Caractérisation des boues dans chacune des zones de décantation : Objectif 2

Une fois la hauteur de boues mesurée dans l'étang, il est important de connaître la composition des boues se retrouvant dans l'étang. Certaines caractéristiques tendent à changer avec les températures qui varient ce qui est un bon indicateur de l'activité des boues. La provenance des boues est aussi un point important. Ces dernières peuvent provenir d'un détachement du biofilm ou bien d'une zone en amont directement.

4.3.1 Analyses effectuées sur les boues et sur l'eau usée

Les analyses qui ont été effectuées sur les boues sont les solides totaux (ST), les solides totaux volatils (STV) et la demande chimique en oxygène (DCO). Ces trois analyses ont été effectuées selon les méthodes standards (APHA *et al.*, 1999) .

L'analyse qui a été faite sur l'eau usée est l'analyse des matières en suspension décantables (MeS décantables). Le protocole de laboratoire standard a été sélectionné (APHA *et al.*, 1999) pour effectuer cette analyse. Pour ce faire, 6 contenants de 120 mm de diamètre ont été utilisés, ainsi qu'une poire à jus pour récupérer le surnageant. Les instruments décrits sont présentés à la Figure 23. Pour faire les analyses, 2 L d'eau usée ont été versés dans ces contenants avant d'être laissée pour décantation pendant 1 heure, comme recommandé par le protocole. Le surnageant a ensuite été déposé dans un cylindre gradué pour mesurer les MeS, toujours selon le protocole standard (APHA *et al.*, 1999). Le même test a été exécuté sur l'échantillon d'eau brute pour pouvoir, par la suite, calculer la quantité de matières solides qui a décanté. L'échantillonnage de l'eau à l'effluent du traitement est toujours pris directement à la sortie de Cl3 (voir Figure 16), et non à l'effluent de la station de traitement des eaux.

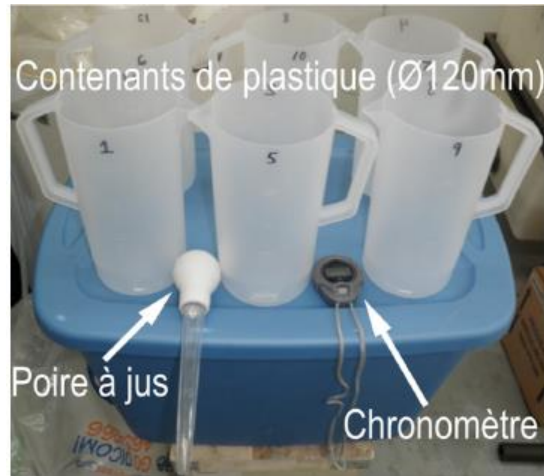


Figure 23 Matériel nécessaire pour la mesure des MeS décantables

4.3.2 Échantillonnage des boues et de l'eau usée

La fréquence d'échantillonnage des boues était minimalement d'une fois par mois, soit en même temps que la mesure des hauteurs de boues. L'échantillonnage pouvait être plus fréquent lors des périodes chaudes, lorsque plus de tests étaient à faire. La récolte des boues au fond de l'étang a été réalisée avec la jauge à boues qu'on insérait dans les zones de clarification, jusqu'au fond de l'étang et qu'on retirait de l'eau. Ensuite, seulement les boues étaient récupérées dans une chaudière avant d'être transvidées dans des bouteilles d'échantillonnage.

L'eau utilisée pour l'analyse des MeS décantables dans l'étang a été prélevée à mi-hauteur dans l'étang, vis-à-vis les entrées et les sorties du rideau séparateur des zones de décantation. Pour ce faire, une pompe péristaltique a été utilisée. L'eau ramassée était directement mise dans les bouteilles d'échantillonnage.

Les boues ont toujours été conservées dans une glacière avec des sacs à glaçons pendant tout le trajet jusqu'au réfrigérateur du laboratoire de l'université, où elles ont été conservées à 4°C.

4.3.3 Points de mesure

Au total, 6 points de mesure ont été utilisés pour caractériser les boues dans les zones de clarification, soit l'entrée et la sortie de chacune des zones. Si l'on se réfère à la Figure 19, cela correspond aux points 1 et 2 pour la première zone, 5 et 8 pour la deuxième zone et 9 et 11 pour la dernière.

4.4 Quantification de la dégradation anaérobie des boues : Objectif 3

Pour quantifier la dégradation anaérobie des boues, deux types de mesures ont été effectués. Des mesures indirectes, en laboratoire nommés potentiel de biométhanisation (PBM) et des mesures directes réalisés sur l'étang en récupérant les gaz. Les boues ont été prélevées pour les tests PBM dans les trois zones de clarification et de stockage des boues à différentes périodes pendant la saison estivale. En moyenne, puisque les tests doivent être incubés pendant 30 jours, l'échantillonnage s'effectuait généralement en même temps que la mesure de la hauteur de boues, soit autour du 15 de chaque mois de l'été.

4.4.1 Le test PBM et SMA

Pour effectuer les analyses, des bouteilles étanches d'environ 1L de volume, équipées de tête de mesure Oxitop® ainsi que le lecteur de mesures associé ont été utilisées. Un échantillon de 100mL boues a été ajouté dans les bouteilles avec 50 mL d'eau de rinçage pour offrir un espace de tête assez grand pour la production de gaz. Ensuite, des pastilles de NaOH ont été ajoutées dans un compartiment blanc rattaché au bouchon des bouteilles pour éliminer le CO₂ produit lors de la production du biogaz. Ensuite, les bouteilles ont été placées en conditions anaérobies dans un incubateur à 35°C de 2 à 4 semaines. Une plaque agitatrice offrait un brassage continu pour éviter une décantation de la matière dans les bouteilles (voir Figure 24). Le protocole détaillé se retrouve en annexe.



Figure 24 Ensemble Oxitop pour les tests PBM et SMA

Il existe plusieurs dispositifs pour mesurer la production de biogaz généré par un substrat. Dans ce cas-ci le mode de fonctionnement est manométrique (Spanjers et Vanrolleghem, 2016). L'appareil Oxitop® utilise donc les variations de pression mesurées par le lecteur pour quantifier la production de gaz en fonction du temps. Les données recueillies sont donc en unités de pression (Pa) qui sont converties par la suite en volume de gaz produit à l'aide des équations ci-dessous :

$$n = \frac{PV}{RT}$$

Équation 3

où n= le nombre de mole de biogaz produit au temps t (mol CH₄)
P= la pression mesurée sur le lecteur OxiTop à chaque pas de temps (Pa)
V= le volume du ciel gazeux (m³)
R= la constante des gaz parfaits (8,314 Pa*m³K⁻¹mol⁻¹)
T= la température de l'incubateur (K)

$$V_{CH_4}(\frac{ml}{L}) = DCO(\frac{gDCO}{L}) * 350(\frac{mL_{CH_4}}{gDCO})$$

Équation 4

Le pas de temps pour la récolte des données est établi préalablement dans les paramètres du lecteur, dans ce cas-ci le pas de temps choisi était de 2 heures. Il était donc possible d'observer la variation de pression dans les bouteilles à partir du moment où elles étaient installées dans l'incubateur jusqu'à leur retrait. Les bouteilles étaient retirées lorsque la production de biogaz atteignait un plateau, puis une mesure était réalisée à l'aide du lecteur. Puisque les pastilles ajoutées captaient le CO₂ produit, il a été supposé que la pression mesurée était celle du méthane seulement. Aucun test chromatographique n'a été exercé sur le biogaz produit.

Les tests ont été effectués sur les trois zones de décantation, à l'entrée et à la sortie de chacune des zones. La fréquence d'échantillonnage s'est faite pendant la période chaude ainsi qu'au début de la période froide, soit de mai à octobre. Les tests étaient effectués au minimum une fois par mois, parfois plus fréquemment si les précédents tests étaient terminés après deux semaines. Seulement 4 bouteilles étaient disponibles lors des tests, il était donc impossible d'effectuer plus d'analyses.

Contrairement au protocole en annexe, seulement les boues récoltées de Grandes-Piles étaient ajoutées aux bouteilles pour le test PBM. L'objectif étant de vouloir voir si les boues, à elles seules, pouvaient produire une quantité considérable de biogaz, comme il était observé sur l'étang. La boue utiliserait donc son propre substrat pour produire du gaz. Dans le chapitre des résultats à la section 5.4, ces courbes sont appelées des blancs.

Un test très semblable a aussi été réalisé, soit les tests SMA (Specific methanogenic activity) qui consiste en une mesure de la capacité maximale de l'échantillon à produire du biogaz. Pour ce faire, un substrat est ajouté dans les bouteilles contenant les boues de Grandes-Piles. Le substrat ajouté est une solution d'acide acétique. Le reste du protocole reste le même que pour le PBM.

4.5 Quantification de la production de gaz directe

La production de gaz en température chaude a été mesurée directement sur l'étang, sur les deux zones de décantation et de stockage de boues sans aération. La construction de la boîte servant à la mesure de gaz a pris un certain temps, donc les mesures ont été effectuées seulement vers la fin de l'été, soit d'août à novembre 2016.

4.5.1 Matériel nécessaire à la récupération du gaz

Pour récupérer les gaz sur l'étang, une boîte a été mise en place sur les deux dernières zones de décantation, soit CI2 et CI3. Les dimensions de la boîte carrée sont de 91,5 cm de côté et 30,5 cm de hauteur. Des morceaux de styromousses ont été accrochés de chaque côté pour assurer la flottaison. De plus, sur chacun des coins de la boîte, des morceaux de plastique troués ont été soudés pour permettre d'attacher cette dernière avec des cordes sur l'étang. Une valve a été fixée sur le dessus de la boîte pour permettre la récupération du biogaz à l'intérieur avec une tubulure à son extrémité (voir Figure 25).



Figure 25 Boîte à gaz pour la récupération du gaz installée sur l'étang dans la deuxième zone de clarification CI2

Avant de récolter les gaz de la boîte, une mesure de la partie de la boîte hors de l'eau doit être faite pour permettre de calculer le volume d'air accumulé dans la boîte. De cette façon il est possible de déduire un débit moyen de production de gaz sur la période de temps. Lors de l'installation de la boîte sur l'étang, l'air est complètement retiré à l'aide d'une pompe pour assurer, lors de l'analyse, que seulement les gaz provenant de l'étang sont mesurés. Une fois l'air retiré de la boîte, la valve reste en tout temps fermée, jusqu'à ce que la boîte se soulève du niveau de l'eau (Figure 26) et qu'une analyse des gaz soit réalisée.

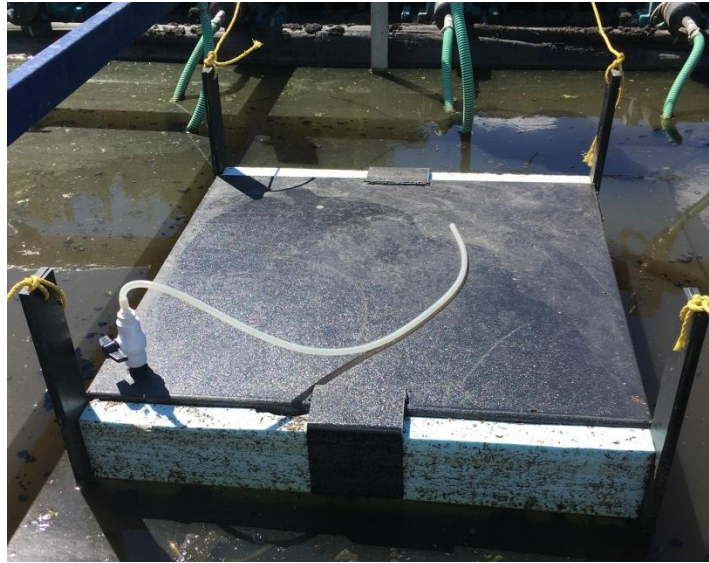


Figure 26 Niveau de la boîte à gaz au-dessus du niveau de l'eau due à une accumulation de gaz à l'intérieur

4.5.2 Analyse du gaz récupéré

Lors de l'analyse, les gaz sont pompés dans un sac Tedlar de 10L. Ensuite, un appareil de mesure de gaz portatif est utilisé pour analyser sa composition. Le Multitec® 560, de la compagnie Sewerin située à Gütersloh en Allemagne, permet de mesurer 4 différents gaz, soit le CO₂, l'O₂, le CH₄ et le H₂S (Figure 27). La mesure du méthane et du dioxyde de carbone se fait à l'aide de capteurs infrarouges tandis que pour l'oxygène et le sulfure d'hydrogène la mesure se fait avec des capteurs électrochimiques. Le principe est donc simple, une fois que les gaz sont pompés dans le sac, une tubulure est installée sur ce dernier et sur l'entrée de l'appareil et, à l'aide d'une petite pompe intégrée au Multitec® 560, les gaz sont analysés. Le protocole détaillé est présenté à l'annexe 4.



Figure 27 Analyseur de gaz Multitec® 560 de la compagnie Sewerin

4.5.3 Points de mesure et fréquence d'échantillonnage

Les mesures de gaz sur l'étang ont été effectuées en période chaude dans les deux dernières zones de décantation. Ces deux zones ne sont pas aérées ce qui facilitait la mesure. Les points de mesure étaient à l'entrée et à la sortie de chacune des zones de décantation, soit les points 5, 6 pour CI2 et 9, 11 pour CI3. Ces mesures ont été effectuées à partir du mois d'août jusqu'au mois de novembre.

Chapitre 5 : Résultats et Analyses

5.1 Paramètres du système KAMAK^{MC} à l'étude

Le suivi de la chaîne de traitement KAMAK^{MC} est hebdomadaire et réalisé par l'équipe de R&D chez Bionest. En prenant une mesure des paramètres de suivi à chaque semaine, il est possible d'assurer le bon fonctionnement de la chaîne de traitement et d'ainsi effectuer un ajustement si nécessaire, sans perdre le bon rendement du système. En effet, le système KAMAK^{MC} présente des bonnes performances au courant de l'année. Un tableau synthèse des performances de l'étang au cours de l'année à l'étude est présenté dans le Tableau 4.

Tableau 4 Résumé des performances du KAMAK^{MC}

		Été (mai à octobre 2016)		Hiver (Octobre 2016 à mai 2017)	
		Affluent	Effluent	Affluent	Effluent
Azote ammoniacal	(mg/L de N-NH ₃)	56	20	34	16
MeS	(mg/L)	241	20	143	16
DBO₅C	(mg/L)	264	32	153	18

Suite à l'analyse des résultats, il est effectivement possible de dire que le système KAMAK^{MC} fonctionne bien et présente des résultats à l'effluent qui répondent aux exigences de rejet en DBO₅C et en MeS. Les périodes chaudes et froides sélectionnées pour la présentation des résultats sont toujours les mêmes tout au long du chapitre, soit d'octobre 2016 à mai 2017 pour la période hivernale et de mai 2017 à octobre 2017 pour la période estivale. De ce fait, puisque les résultats présentés sont une moyenne sur la période de temps indiquée, certaines valeurs peuvent sembler surprenantes. Pour avoir une meilleure idée des performances au courant de l'année d'étude, une analyse des graphiques sur une année complète avec une mesure prise hebdomadairement sera réalisée.

Pour l'azote ammoniacal, dans ce tableau, les résultats sont en deçà de 25 mgN-NH₃/l pour les deux périodes d'analyse. Il est à noter que dans ce tableau, la moyenne hivernale est prise sur une grande période de temps, soit une période où les températures de l'eau n'étaient pas encore autour de 1°C et que l'eau est plus diluée en hiver, la nitrification semble donc s'améliorer en hiver. Cette période de temps a été sélectionnée pour être conséquent avec les périodes estivales et hivernales sélectionnées un peu plus loin dans les résultats. La Figure 28 présentée à la prochaine section montre plus clairement le comportement de la nitrification tout au long de l'année. Les sections suivantes détailleront aussi les variations de tous les autres paramètres au courant de l'année.

5.1.1 Paramètres de suivi du système KAMAK^{MC}

Les paramètres analysés sont les MeS, la DBO₅C, la DBO₅Cs ainsi que l'azote ammoniacal. D'autres paramètres comme la température, l'alcalinité et l'oxygène dissous sont aussi mesurés dans l'étang hebdomadairement, mais ne seront pas présentés dans ce mémoire. À la section 5.1.2 les valeurs de pH dans les zones seront présentées. Les points de mesures sont les mêmes que pour la mesure des hauteurs de boues, soit l'entrée et la sortie de chacune des zones de décantation. Par ailleurs, seulement l'affluent et l'effluent de l'étang seront présentés pour alléger le graphique et faciliter l'analyse des données. Dans ce cas-ci, l'affluent mesuré ne se trouvait pas exactement à l'entrée de la première zone de décantation, mais plutôt dans un bassin en amont où plusieurs sondes de mesure se retrouvaient. Pour les prochains graphiques, les valeurs présentées sont du mois de mai 2016 au mois de mai 2017.

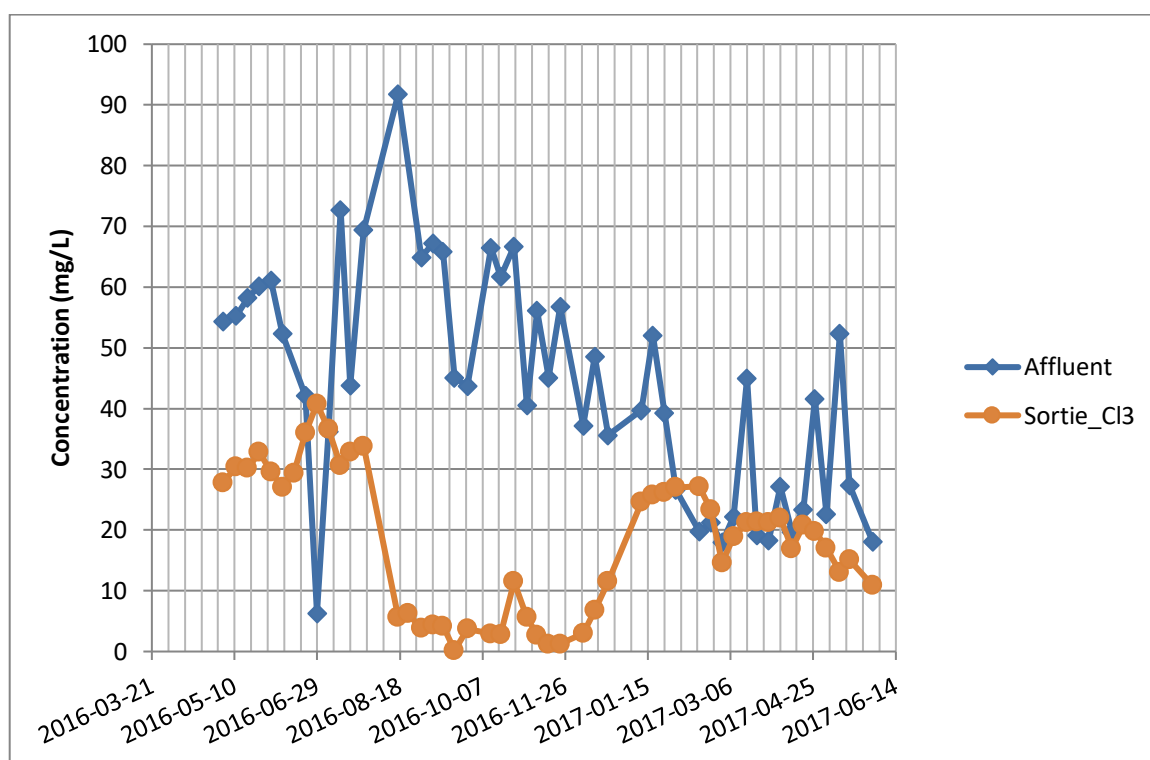


Figure 28 Concentration en mg/L de l'azote ammoniacal dans l'étang

Il est possible de remarquer à l'aide de la Figure 28 qu'en période chaude, la nitrification dans les étangs se produit généralement bien, tandis qu'en période froide, cette nitrification est perdue. Ce phénomène est observé dans plusieurs étangs aux Québec, dû aux périodes plus froides et au ralentissement des cinétiques des bactéries nitrifiantes. Par ailleurs, selon la Figure 28, la nitrification met un certain temps à survenir malgré des températures clémentes à la nitrification au début de la saison estivale. Ce phénomène peut être dû, entre autres, par l'accumulation de boues pendant l'hiver et la digestion anaérobie qui débute lors de la période estivale. Aussi, il est possible de remarquer qu'en été, un résiduel d'azote ammoniacal à la sortie de la zone de clarification CI3 est observé. Ce phénomène pourrait provenir soit d'une nitrification incomplète soit d'un processus d'ammonification survenant dans les boues. L'ammonification est la dégradation de l'azote organique par les bactéries se retrouvant dans les boues (Proulx, 2013) menant à la génération d'ammonium. Donc, plus l'accumulation de boues est importante, plus les risques d'ammonification du milieu le sont aussi.

La Figure 29 présente la concentration en MeS dans l'étang. Considérant l'hypothèse que lorsqu'il y a une forte accumulation de boues dans l'étang, en période estivale, il y a possibilité de relargage des MeS causé par le dégazage, il est intéressant d'observer le graphique de la concentration des MeS au fil du temps (Figure 29).

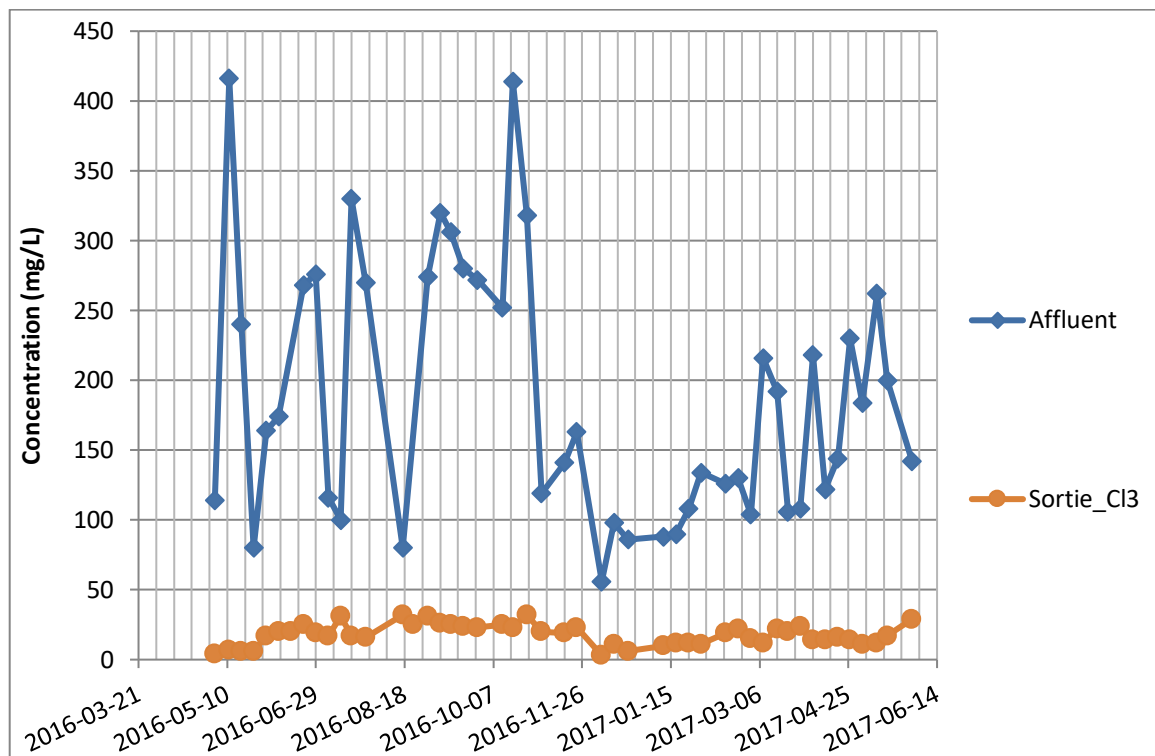


Figure 29 Concentration en mg/L des MeS dans l'étang

À l'aide de la figure 29, il est possible de remarquer que l'abattement des MeS est très bon en hiver, tandis qu'en été, cet abattement est moindre. Cette augmentation de MeS peut être due à la présence d'algues en été. Aucun test n'a été réalisé à ce sujet lors de l'été 2016 puisqu'aucun dépassement des normes n'avait été observé. Par ailleurs, les dernières données semblent vouloir augmenter lorsque l'été 2017 s'amorce, indiquant un possible relargage des boues lors de cette période. Cette tendance ne serait pas surprenante puisque l'accumulation des boues dans CI2 et CI3 au début de l'été 2017 était grande (voir Figure 38). Une vidange de boues a donc été réalisée vers la fin de l'été 2017, ce qui a grandement aidé à l'abattement des MeS.

Le dernier graphique du suivi qui sera présenté est celui de la DBO₅C (Figure 30). Comme pour la Figure 29, la Figure 30 montre une augmentation de la DBO₅C à la sortie de l'étang lors de la période estivale. Cette augmentation de DBO₅C à la sortie de l'étang peut, encore une fois, être due aux boues qui relarguent de la matière organique lors des températures chaudes.

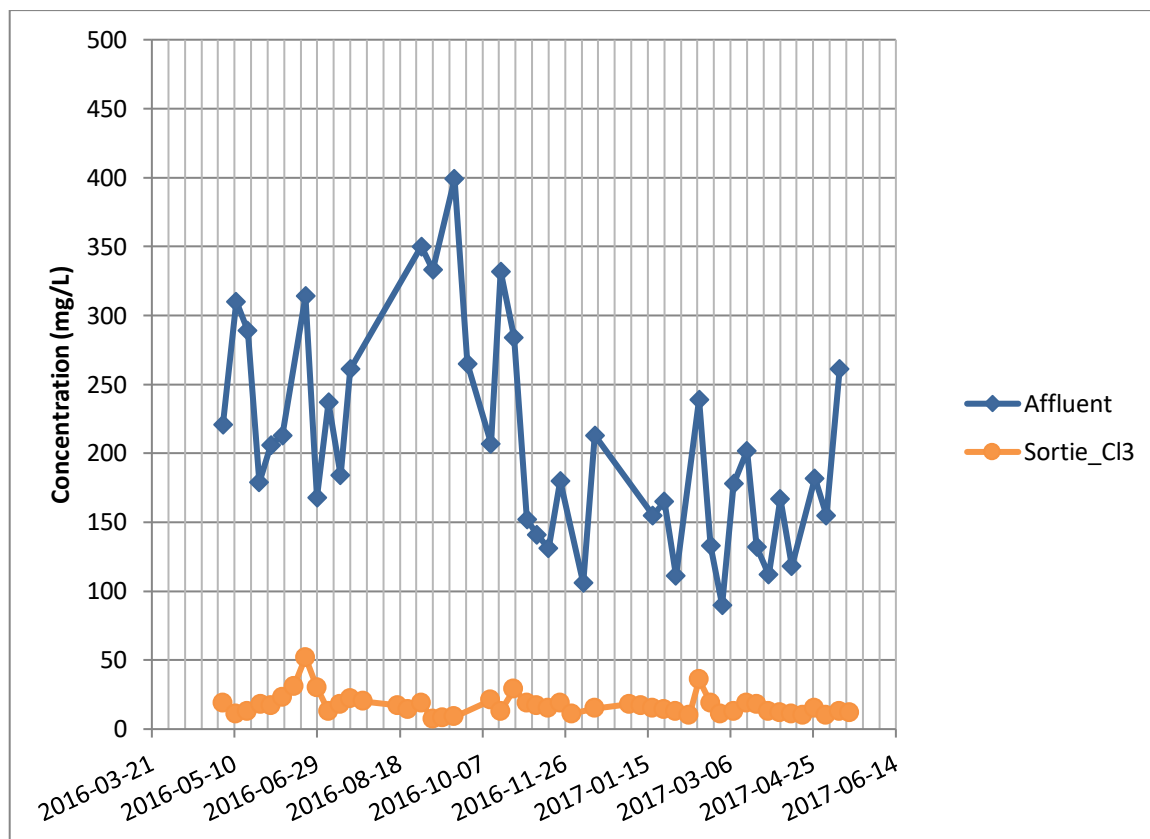


Figure 30 Concentration en mg/L de la DBO₅C dans l'étang

À la lumière des observations réalisées sur l'azote ammoniacal, les MES et la DBO₅C, l'impact des boues sur les paramètres est clair. Les phénomènes biologiques survenant pendant la période estivale ont un effet indésirable sur les performances du système et ne doivent pas être négligés. L'accumulation des boues crée du dégazage pendant les périodes chaudes et est responsable en grande partie des mauvaises performances.

5.1.2 Mesure des profils verticaux de pH dans la colonne d'eau du KAMAK^{MC}

Une mesure du profil vertical du pH a été réalisée à l'entrée et à la sortie de chacune des zones de décantation de la chaîne de traitement KAMAK^{MC} pendant une semaine en août de l'été 2016. Les valeurs présentées dans les graphiques sont une moyenne sur 3 valeurs mesurées pendant la semaine. Les mesures ont été réalisées dans une colonne d'eau, soit à différentes profondeurs, pour voir s'il y avait une forte différence de pH entre les boues du fond, celles du dessus et dans la colonne d'eau. Les mesures ont donc été prises avec une sonde portable HACH, à différentes profondeurs dans l'étang, soit de 0 cm (au-dessus de l'étang) à 330 cm (au fond) avec des bonds de 50 cm. L'objectif de ces mesures était de voir si une production d'AGV dans les boues pouvait faire diminuer le pH et ainsi inhiber la réaction de méthanisation.

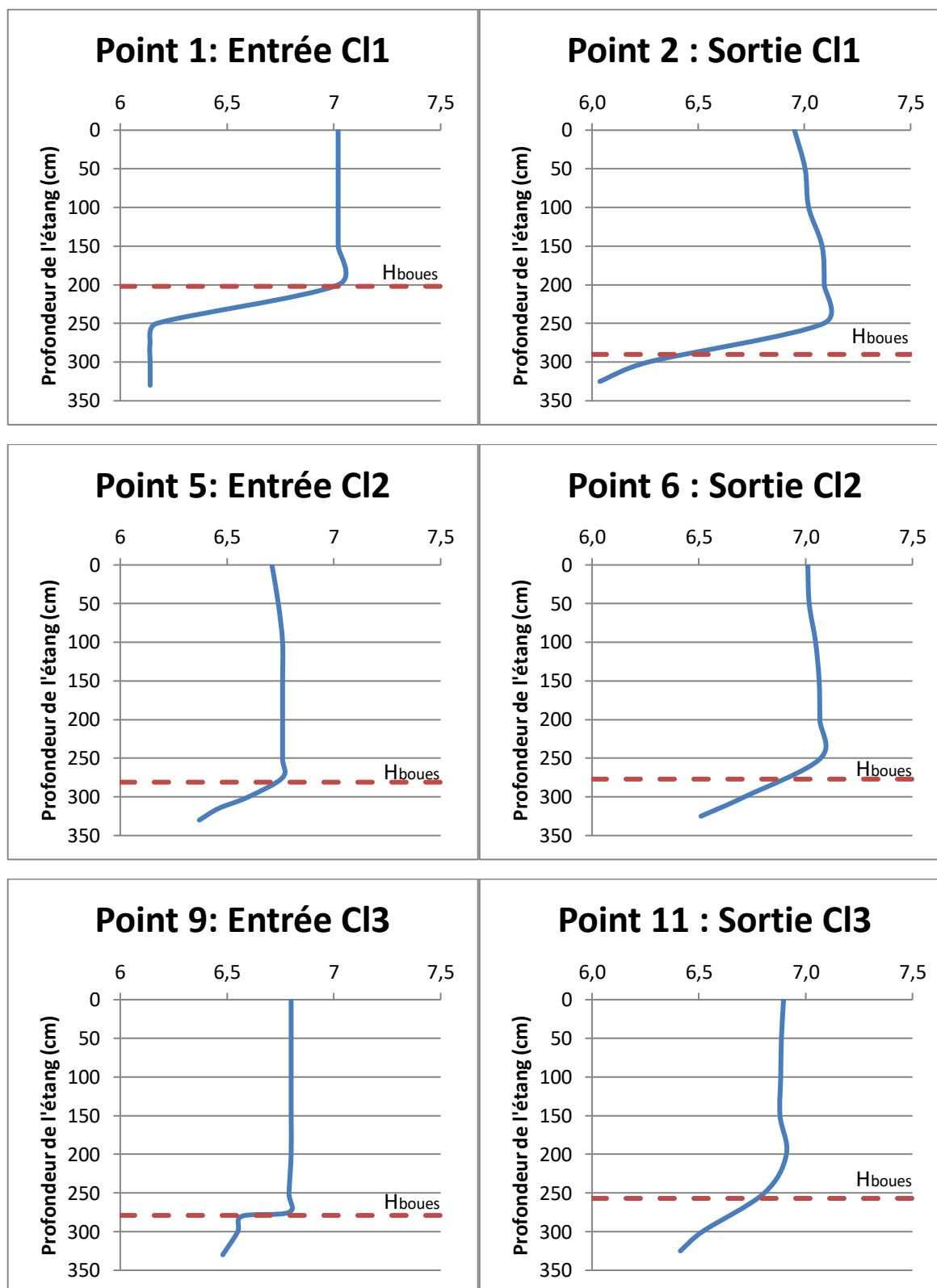


Figure 31 Profil du pH dans les différentes zones de décantation

Dans des tests de biométhanisation, la gamme de pH idéale se situe entre 7 et 8 (Angelidaki *et al.*, 2007). Les boues de fond dans l'étang se situent généralement à un pH de 6,5 mis à part pour Cl1 où les boues frôlent un pH de 6.

5.2 Résultats et analyse du suivi de l'accumulation des boues dans les trois zones de décantation : Objectif 1

5.2.1. Résultats et analyse du suivi dans la première zone de décantation (CI1)

Comme mentionné dans le chapitre 4, le suivi des hauteurs de boues a été effectué à l'aide d'un sludge judge pendant la durée complète du projet. Les valeurs prises avant mai 2016 n'ont pas été gardées puisque ces dernières avaient été faites avec la méthode directe qui surestimait les valeurs. Les valeurs utilisées pour l'analyse des résultats sont donc à partir de mai 2016 jusqu'à mai 2017 inclusivement. Au total, 11 points de mesure répartis dans les différentes zones de clarification ont été étudiés. La Figure 32 présente la hauteur moyenne par point dans CI1 en fonction du temps. Pour revoir la position des points de mesure, se référer à la Figure 19.

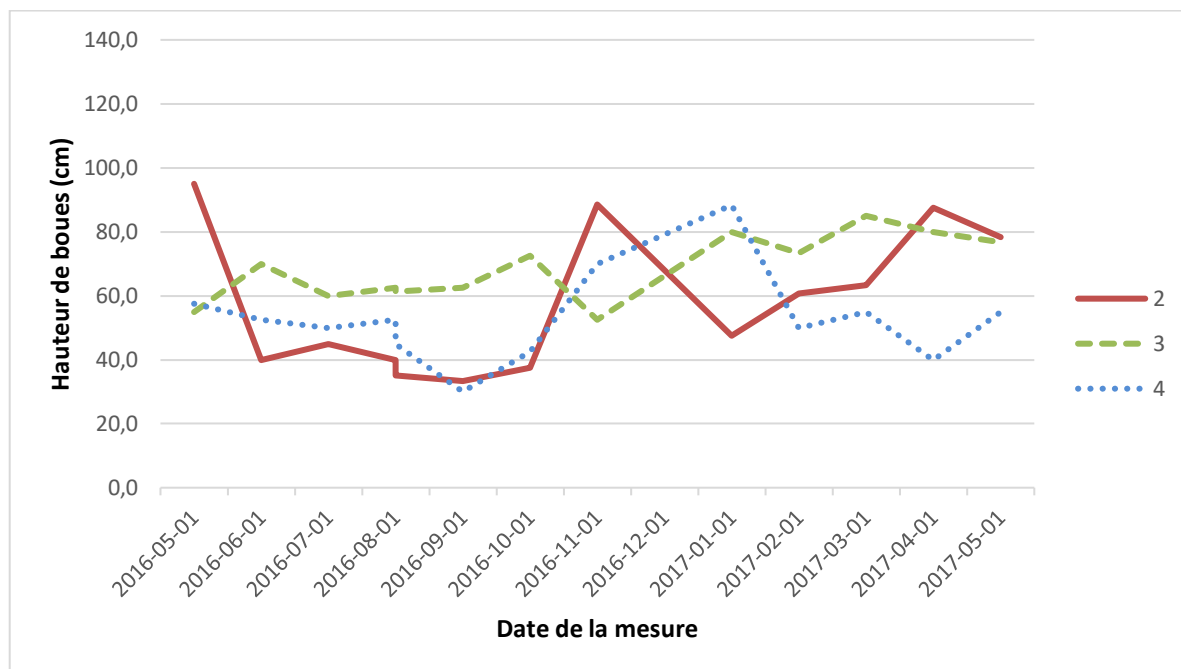


Figure 32 Évolution annuelle de la hauteur moyenne des boues dans la première zone de décantation à chacun des points de mesure

Dans la première zone de décantation, le premier point de mesure, à l'entrée de la zone a été retirée du graphique puisque ce dernier était entaché d'erreur. Ce point est situé directement où la conduite d'affluent arrive dans l'étang et il a été très difficile à mesurer. On pourrait donc supposer que la majorité des matières en suspension décantables se retrouvent à cet endroit puisque les eaux brutes arrivent directement dans l'étang, sans prétraitement (dégrillage ou dessablage). Il est certain qu'une forte quantité de sables et de "grit" se retrouvent donc à cet endroit. Cette hypothèse est confirmée lors d'échantillonnage avec la jauge à boues. En effet, la quantité de sable étant très élevée, il était très difficile de prélever un échantillon représentatif. Le sable bloquait complètement la jauge à boues empêchant la prise de mesure en obstruant la valve à l'embout du tube, empêchant la fermeture de cette dernière et la récolte de l'échantillon. Lorsqu'un échantillon a été récolté, la proportion de solides totaux volatils confirmait la présence de sable, avec des mesures très basses. Un pourcentage

peu élevé de solides volatils indiquait donc la faible présence de matière organique. Les "grits", étant plus facilement décantables que la matière organique, s'accumulent majoritairement à l'entrée. Ce point ne sera donc pas inclus dans l'analyse de la première zone de décantation.

Les autres points de mesure dans la zone étudiée longent le premier réacteur. Le point 2 étant à l'entrée de RX1 suivi des points 3 et 4. On observe une tendance similaire pour les points 2 et 4, soit une quantité de boues moindre en période chaude qu'en période froide, tandis que le point 3 semble constant au courant de la période de mesure. Les mois considérés pour les températures estivales sont de mai à septembre, tandis que la période hivernale est d'octobre à avril. Le point 3 est celui se rapprochant le plus de l'aérateur de fond (mis en place pour prévenir les problèmes potentiels d'odeur). Il se pourrait donc que l'aération fournie par l'aérateur limite ou déplace les boues qui se seraient normalement accumulées à cet endroit. Dans cette zone, les boues cumulées se situent entre 30 et 95 cm.

Pour avoir une meilleure idée de la tendance générale dans les trois zones de décantation pendant les différentes périodes de temps, des histogrammes présentant une moyenne de la hauteur des boues des points mesurés en fonction du temps ont été réalisés. Encore une fois, pour Cl1, le premier point de mesure n'a pas été pris en considération pour le calcul des moyennes dans la zone, donc la moyenne est calculée pour les points 2, 3 et 4 (Figure 33).

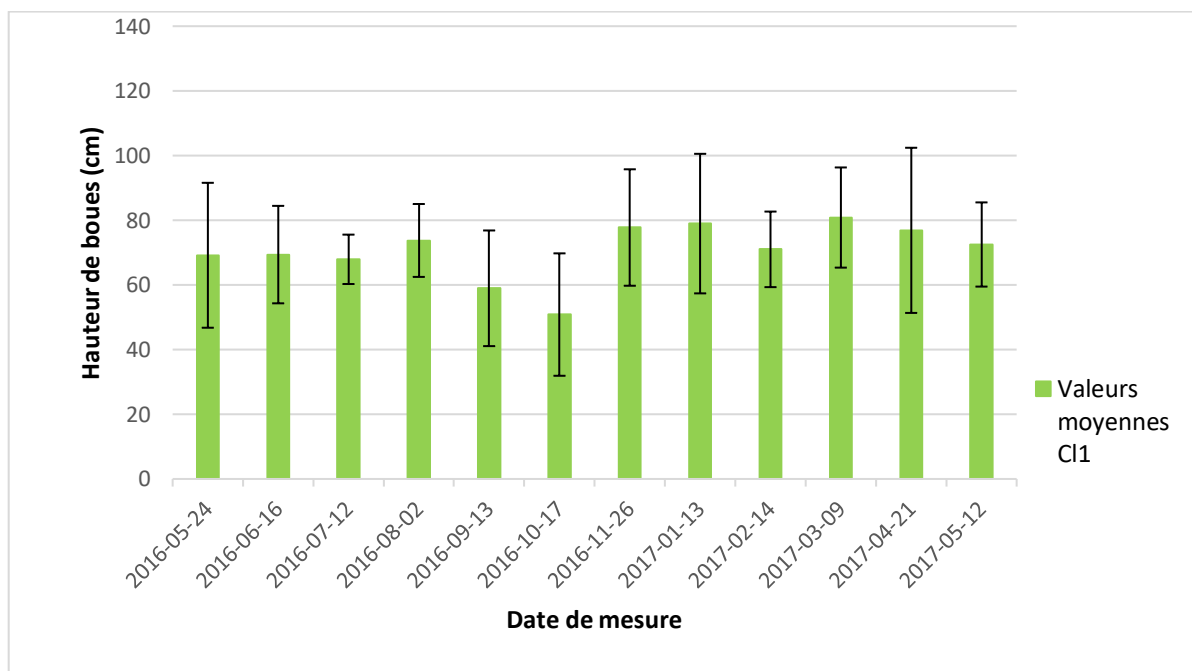


Figure 33 Évolution dans le temps de la hauteur moyenne de boues dans la zone 1

Dans cet histogramme, on remarque tout d'abord que la hauteur de boues ne varie pas beaucoup au fil du temps. Il ne semble pas s'accumuler beaucoup de solides dans cette zone. L'écart-type de ces valeurs a été mesuré en fonction des 3 points de mesure, donc plus l'écart est grand, plus la différence entre les hauteurs varie d'un point à l'autre. Dans le cas de ce graphique, les écarts-types sont assez grands, ce qui voudrait dire que les hauteurs de boues, bien que les points 2 et 4 suivent la même tendance, n'ont pas les mêmes hauteurs partout dans la zone. Il y aurait donc une distribution spatiale importante dans cette

zone. De plus, lorsqu'il y a un chevauchement des barres d'erreurs de deux colonnes ou plus dans un même graphique, il y a signe que les hauteurs de boues ne sont pas statistiquement différentes. Dans le cas de cet histogramme, toutes les barres d'erreur se chevauchent, ce qui signifie que les hauteurs de boues dans cette zone ne sont pas statistiquement différentes au fil du temps.

Comme il a été mentionné plus tôt, un aérateur est en fonction directement au centre de la zone. L'oxygène dissous mesurée à la sortie de la zone se situe entre 0 et 2 mg/L de mai à septembre, tandis qu'en période hivernale les valeurs peuvent aller jusqu'à 13 mg/L. Bien qu'il soit commun de trouver des valeurs en oxygène dissous plus élevées en hiver qu'en été dû à la plus faible présence de bactéries consommatrices d'O₂ et une meilleure dissolution de l'oxygène dans l'eau froide, les valeurs trouvées restent toutefois assez élevées pour un bassin agissant à titre de clarificateur. L'aération fournie en hiver, pourrait donc limiter la quantité de matières qui peut sédimenter dans C11 et, par le fait même, favoriser le déplacement des solides dans les autres zones de décantation. Puisque les zones subséquentes ne sont pas aérées, les solides peuvent donc y décanter et s'accumuler pendant l'hiver. C'est ce qui est observé avec la Figure 33, soit une accumulation de boues stables et se limitant à 0,8 m.

5.2.2 Résultats et analyse du suivi dans la deuxième zone de décantation (C12)

La deuxième zone de décantation, contrairement à la première, n'avait aucun aérateur de fond, ce qui a permis d'observer une concordance entre les différents points de mesure récoltés (voir Figure 34).

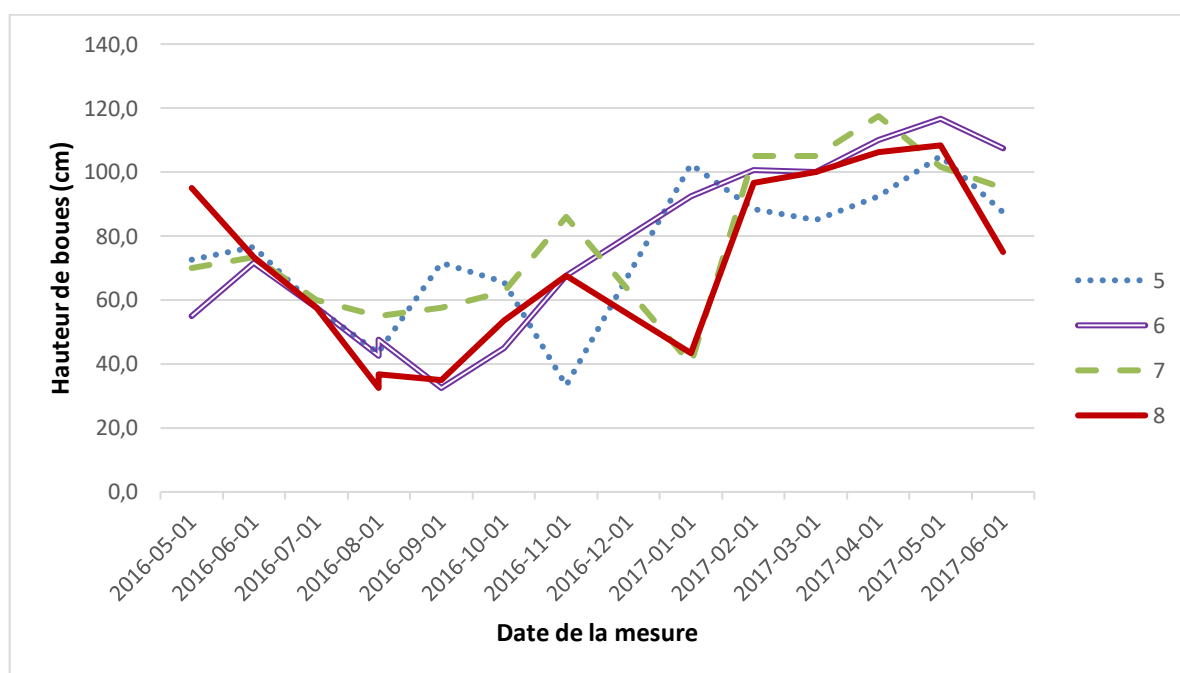


Figure 34 Évolution annuelle de la hauteur moyenne de boues dans la deuxième zone de décantation à chacun des points de mesure

En effet, comme le montre la Figure 34 les hauteurs de boues sont très similaires pour tous les points 5, 6, 7 et 8. Comme pour les points 2 et 4 de CI1, il est possible de voir une tendance dans CI2 en température chaude ainsi qu'en température froide. En été, on remarque une diminution des hauteurs de boues, passant de 80 cm en début d'été à 35 cm à la fin de la période estivale, tandis qu'en température froide une accumulation est notée avec des valeurs pouvant atteindre 118 cm. La présence de bulles de gaz ainsi que de floccs à la surface en été indiquent fort possiblement une consommation de la matière organique des boues par digestion anaérobie. Ces observations concordent avec les travaux réalisés par Marin (1986). Cette analyse sera approfondie un peu plus loin dans ce chapitre.

L'évolution dans le temps de la hauteur de boues moyenne dans la zone 2 (Figure 35) présente des résultats moins constants que ceux de la zone 1.

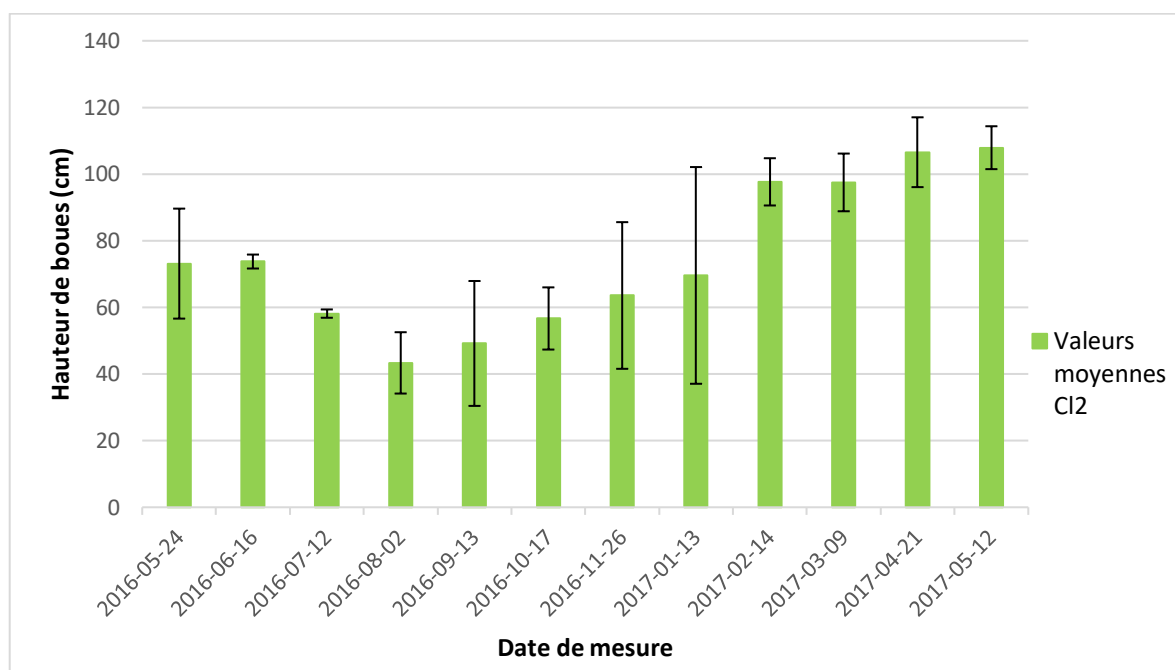


Figure 35 Évolution dans le temps de la hauteur de boues moyennes dans la zone 2

Les valeurs de hauteur de boues en période estivale sont minimalement de 45 cm et en période hivernale elles ont des valeurs de 108 cm. Ce phénomène correspond donc à la théorie énoncée précédemment, soit une accumulation de la hauteur de boues en période hivernale et une digestion anaérobie lorsque les températures chaudes commencent. Contrairement à CI1, l'écart-type est moins prononcé dans cette zone, à l'exception de quelques points, ce qui signifie probablement une répartition plus uniforme des boues dans l'étang. Il sera plus facile d'analyser la répartition spatiale des boues avec les mesures au sonar qui seront présentées dans la section 5.1.4.

5.2.3 Résultats et analyse du suivi dans la troisième zone de décantation (CI3)

Finalement, l'accumulation des boues de CI3 est présentée à la Figure 36. La troisième zone de décantation présente elle aussi une tendance semblable à CI2, particulièrement pour les points 9 et 11. Ces deux points représentent l'entrée et la sortie de la zone de décantation, tandis que le point 10 est à l'opposé de la sortie de la zone, près du réacteur. Ce dernier semble aussi augmenter avec le temps, sauf pour les points du mois de mars et d'avril 2017. Cette tendance indique qu'il y aurait la même quantité de matière qui décante à l'entrée de la zone qu'à la sortie. Cela pourrait s'expliquer de deux façons: soit un court-circuit se produit et fait en sorte que certaines particules se dirigent directement à la sortie, ou soit il y a autant de particules qui décantent rapidement que de particules qui décantent moins rapidement. Une distribution de la vitesse de décantation des particules pourrait être un bon indicateur de cette hypothèse. Par ailleurs, cette tendance n'est pas spécifique à CI3, puisque selon des tests statistiques les boues décantées à l'entrée de CI2 et à la sortie ne sont pas significativement différentes. En effet, selon un test d'hypothèses standard, la moyenne des solides ayant décantées à l'entrée de CI2 serait semblable à la quantité de solides qui décantent à la sortie. Par ailleurs, dans CI1, une différence significative a été calculée, ce qui n'est pas surprenant puisqu'une forte concentration de sable se retrouve près du tuyau d'entrée, comme mentionné un peu plus haut. De plus, dans cette zone, il semblerait qu'il y ait une accumulation constante de la matière dans l'étang, particulièrement en hiver. Contrairement à CI2, pendant l'été il ne semble pas y avoir de dégradation ni d'accumulation, ce qui pourrait signifier que la quantité de boues digérée en période chaude serait équivalente à la quantité de boues décantable dans la zone. Une production de gaz ainsi qu'une quantité de floccs à la surface sont toutefois aussi observées dans cette zone indiquant la présence de digestion anaérobie, tout comme dans la deuxième zone de décantation.

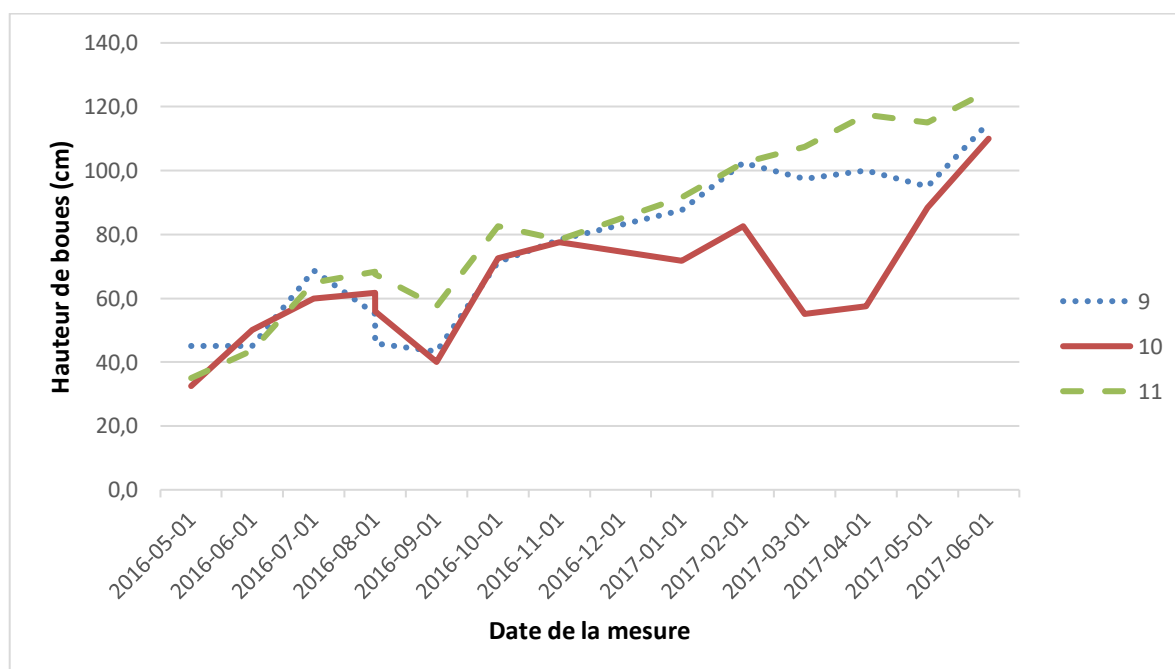


Figure 36 Évolution annuelle de la hauteur moyenne des boues dans la troisième zone de décantation à chacun des points de mesure

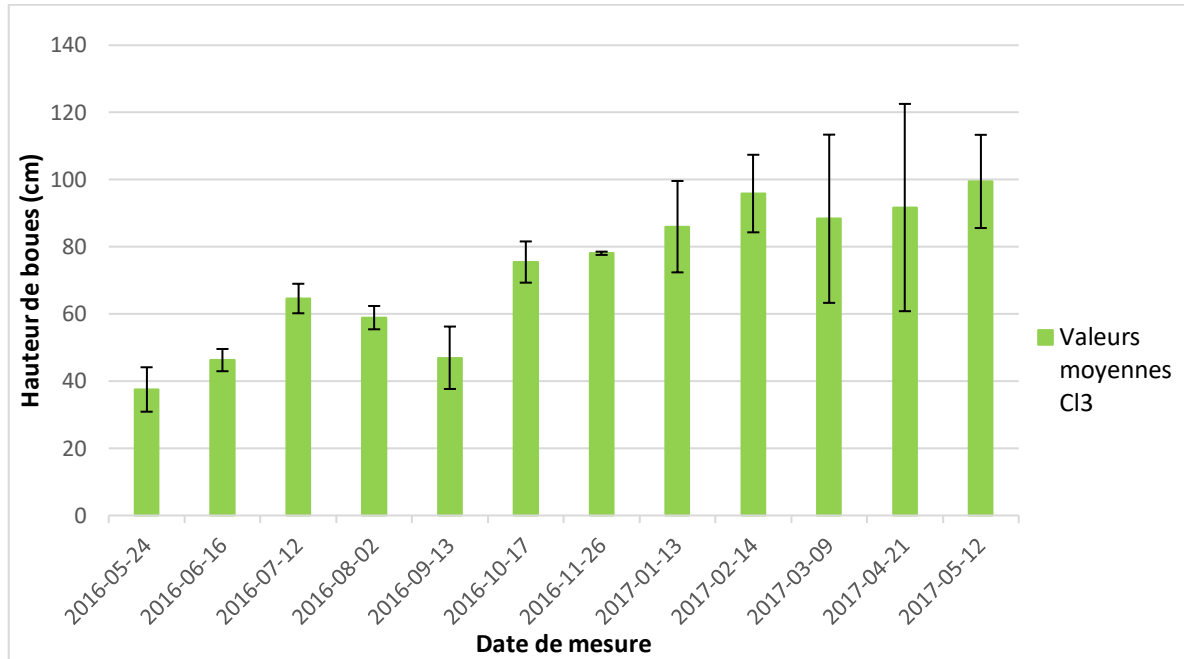


Figure 37 Évolution dans le temps de la hauteur moyenne dans la zone 3

Dans la troisième zone, comme le montre la Figure 37, il y a une faible diminution de la hauteur de boues vers la fin de l'été aux alentours du mois d'août et de septembre, mais la tendance est beaucoup moins prononcée que pour CI2. Les hauteurs de boues maximales obtenues sont près de celle de CI2, soit de 100 cm, tout comme la hauteur minimale de 38 cm, comparable aux 43 cm obtenus dans la deuxième zone de décantation. L'écart-type semble augmenter avec le temps, ce qui pourrait indiquer un gradient des boues au fond.

5.2.4 Mesures prises avec le sonar

Les mesures prises à l'aide du sonar sont au nombre de 3, comme il a été mentionné dans le chapitre 4, soit 2 mesures avant l'arrivée des températures chaudes et une lorsque les températures froides reviennent. Cette mesure permet, dans un premier temps, d'avoir une idée de la répartition spatiale des boues en plus de permettre une vérification de la mesure prise avec la jauge à boues. La Figure 38 ainsi que le Tableau 5 présentent donc les mesures prises avec le sonar en date du 28 avril 2016, 21 octobre 2016 et 12 mai 2017, dans les trois différentes zones de décantation.

Tableau 5 Hauteur moyenne des boues dans chacune des zones mesurées à l'aide du sonar

	CI1 (cm)	CI2 (cm)	CI3 (cm)
28 avril 2016	62	55	29
21 octobre 2016	52	51	49
12 mai 2017	61	100	73

28 avril 2016

21 octobre 2016

12 mai 2017

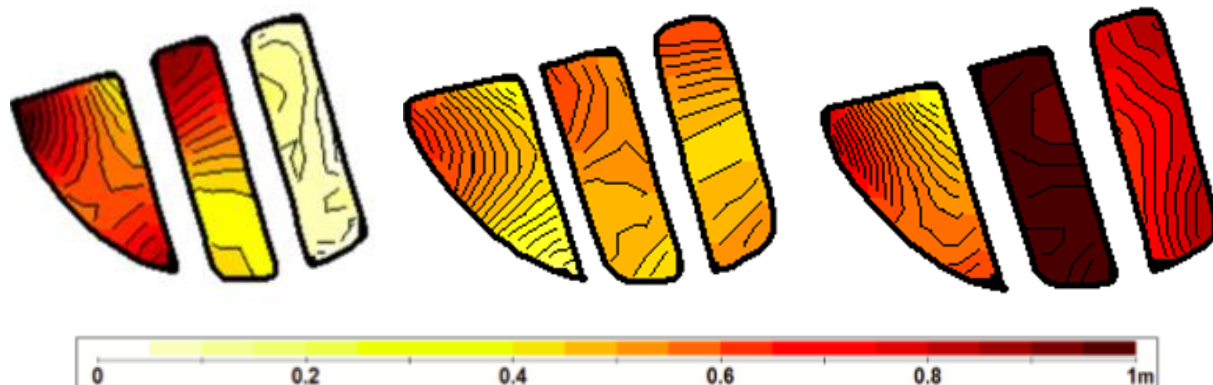


Figure 38 Distribution géographique des boues dans les trois différentes zones de décantation à trois périodes de l'année

Tout d'abord, avec ces valeurs, on voit une accumulation très marquée dans les deux dernières zones de clarification de l'étang. En seulement une année, les hauteurs de boues ont pratiquement doublé dans ces zones, tandis que dans la première zone les mesures sont relativement semblables sur la période de temps, même qu'une faible diminution à l'entrée est survenue. Dans tous les cas, la hauteur de boues semble toujours un peu plus élevée à l'entrée des zones, contrairement à la sortie, ce qui concorde avec la littérature (Paing *et al.*, 2000). Ce phénomène est dû aux matières plus facilement décantables à l'entrée des zones. Ceci explique aussi pourquoi les écarts-types étaient si grands, puisque la répartition spatiale des hauteurs de boues est très variable.

Il est important de souligner qu'avant l'installation du procédé KAMAK^{MC}, une mesure de boues avait été effectuée dans la première moitié de l'étang. Les résultats obtenus étaient une hauteur de boues de 30 cm, en date du 30 juin 2014. Deux ans plus tard, en 2016, une hauteur de boues de 60 cm était mesurée dans CI2 et 55 cm dans CI3. Ensuite, une autre année plus tard, on retrouve la même valeur dans CI1 et presque le double dans CI2. On dirait donc que les boues, normalement cumulée dans CI1, se retrouvent maintenant dans CI2. Ce phénomène est probablement dû à l'aérateur qui limite l'accumulation dans CI1 à 60 cm et qu'une partie des solides primaires se déplacent dans CI2.

Un test traceur a été réalisé à l'été 2016 par l'étudiant au doctorat sur le projet, Bernard Patry. La modélisation hydraulique réalisée sur ses résultats a démontré la présence de recirculation importante entre les zones du système KAMAK^{MC}. Chacune des zones semble être influencée par celle en amont, signifiant donc que les toiles divisant les réacteurs des clarificateurs ne permettent pas une étanchéité complète du système, entraînant plutôt un mélange complet du système. Il est donc possible que des solides soient transportés par advection.

5.2.5 Comparaison des mesures avec sonar et jauge à boues

Pour pouvoir comparer les valeurs du sonar et de la jauge à boues et comparer les données obtenues avec la littérature, les valeurs trouvées ont été converties en L/an par habitant. Les trois zones de décantation ont une surface de 46 m² chacune, et un total de 397 habitants (MAMOT, 2017) sont desservis par le réseau d'égout. Dans le Tableau 6, il y a une première colonne qui représente le taux d'accumulation annuel des boues, soit de mai 2016 à mai 2017. Pour les deux zones anaérobies (CI2 et CI3), les taux obtenus correspondent à ceux trouvés dans la littérature, soit entre 0,03 et 0,09 m³/an*habitant. Par contre, dans CI1, les valeurs sont beaucoup moins élevées que ce qui a été trouvé dans la littérature. Comme mentionné un peu plus haut, aucune accumulation n'a été mesurée dans la première zone, le taux d'accumulation annuel se rapprochant de 0.

Tableau 6 Taux d'accumulation ou de dégradation de boues dans les différentes zones de décantation selon la période étudiée

		De mai 2016 à mai 2017	De octobre 2016 à mai 2017	De mai 2016 à octobre 2016	De mai 2016 à mai 2017
		L/an*hab			cm/an
CI1	sonar	-1,1	18,8	-24,1	-1
	mesuré	4,0	44,3	-53,2	3
CL2	sonar	50,2	102,1	-9,6	43
	mesuré	41,7	104,8	-47,7	36
CI3	sonar	49,1	50,0	48,1	34
	mesuré	74,2	49,1	110,0	64

Pour ce qui est de la validité de la méthode, les taux d'accumulation trouvés à l'aide de la jauge à boues ainsi que ceux trouvés avec le sonar sont très semblables. Les valeurs point par point ne sont pas exactement les mêmes, mais la tendance d'accumulation et de dégradation des boues est similaire. Les taux de dégradation et accumulation des boues mesuré avec la jauge sont en général plus élevés que ceux mesurés avec le sonar. Cela est probablement dû au fait que la mesure de mai 2017 du sonar et de la jauge à boues n'a pas été effectuée à pareille date. La mesure manuelle prise en même temps que le sonar à cette date avait été faite avec la méthode directe qui surestimait les valeurs. Une nouvelle mesure a été prise seulement 3 semaines plus tard dans le mois. De plus, les mesures prises avec la jauge à boues comportent aussi une certaine erreur sur la mesure. Bien que la méthode indirecte ait été utilisée pour éviter une grande marge d'erreur sur les mesures, cette méthode peut toutefois comporter une erreur sur la mesure. En effet, l'effet d'aspiration des boues peut survenir dès l'entrée de la jauge dans les boues, si ces dernières sont très compactes. Normalement, il est possible de sentir cet effet de succion avec la jauge, mais il est possible que lors de certaine mesure, cet effet n'ait pas été ressenti amenant donc une erreur sur la mesure. Pour éviter le plus possible cet erreur, les mesures ont toujours été prises par la même personne.

Une vidange de boues a été réalisée dans l'étang de Grandes-Piles à la fin de l'été 2017, soit 3 ans après l'installation du KAMAK^{MC}. Une vidange avait été réalisée avant son installation en 2014.

Les taux d'accumulation annuels dans les zones anaérobies correspondent aux taux d'accumulation théorique auxquels on s'attendait à trouver. Par ailleurs, les taux trouvés dans CI1 sont tout de même surprenants et difficiles à comprendre. D'autres analyses devraient être effectuées dans cette zone pour comprendre pourquoi aucune accumulation ne survient. L'hypothèse émise pouvant expliquer ce phénomène est la suivante : l'aération fournie est trop grande et limite l'accumulation des boues dans cette zone à environ 60 cm provoquant un transport des boues primaires par RX1 dans la deuxième zone de clarification. La variation de hauteur de boues dans la 2e zone correspond aussi à la théorie, soit une diminution en période estivale et une augmentation en période plus froide. Pour la troisième zone, l'accumulation constante pourrait être due au fait que moins de matière organique se retrouve dans cette zone, donc une moins grande quantité de matière est impliquée lors de l'analyse de la digestion anaérobie donc un taux de dégradation plus faible que dans CI2. Pour valider ces hypothèses, une analyse de la matière organique dans les étangs a été effectuée avec le deuxième objectif de ce mémoire, dans la section suivante.

5.3 Résultats et analyse de la caractérisation des boues dans les zones de décantation : Objectif 2

Le deuxième objectif de cette étude était de caractériser les boues pour permettre de comprendre leur provenance ainsi que de différencier les boues dans chacune des zones. Pour ce faire, des analyses de solides totaux et de solides totaux volatils ont été réalisées dans les trois zones de décantation à l'entrée et la sortie de chacune d'elles. La Figure 39 ci-dessous présente le ratio des solides totaux volatils sur les solides totaux au cours d'une année complète, soit de novembre 2015 à octobre 2016. Cette analyse permet de voir la quantité de matière organique dans les boues prélevées. Encore une fois, puisque l'entrée de la zone CI1 contient beaucoup de sable et était difficile à échantillonner, les données utilisées pour le graphique sont seulement celles de la sortie de la zone, contrairement aux deux autres courbes qui sont une moyenne des valeurs mesurées à l'entrée et à la sortie.

À la suite de l'analyse de cette figure, il est possible de remarquer qu'en température hivernale, le ratio semble plutôt constant en général et très semblable pour les trois zones, tandis que lors des températures chaudes il y a une diminution assez flagrante de ce ratio. Ce phénomène est dû à la digestion anaérobie, donc la consommation de la matière organique lors des températures chaudes. Pendant l'été, le ratio dans CI2 est un peu plus bas que dans les autres zones, ce qui pourrait s'expliquer par la forte digestion anaérobie y survenant.

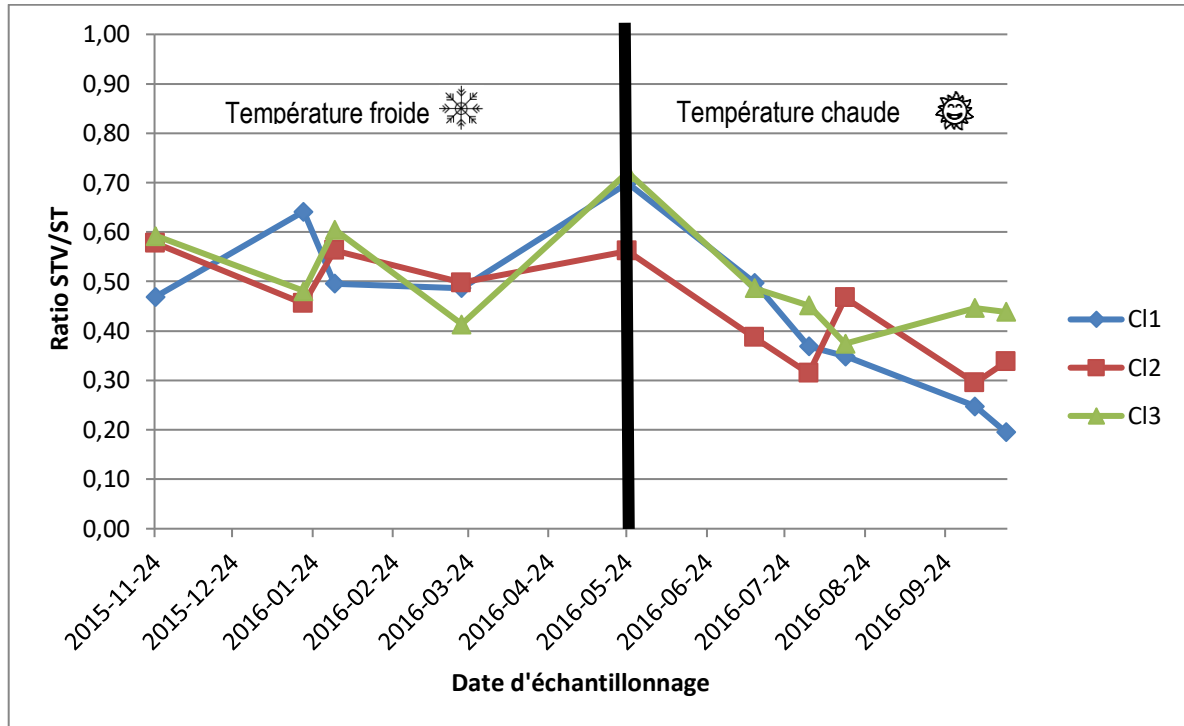


Figure 39 Évolution du ratio des STV/ST par rapport au temps selon les zones de décantation

Un test statistique a été effectué sur les moyennes en temps chaud et froid pour voir si elles étaient significativement différentes entre elles, donc pour savoir si la température a réellement un impact significatif sur le ratio. Un test d'hypothèses standard a été réalisé et les p-values sont montrés dans le Tableau 7.

Tableau 7 Ratio STV/ST pour les différentes températures pour chacune des zones et valeur p associée

	T° froide	T° chaude	
	moyenne STV/ST	moyenne STV/ST	Valeur p
CI1	0.56	0.33	0.012
CI2	0.53	0.36	0.002
CI3	0.56	0.44	0.060

Avec ce test statistique, il est possible de dire que pour un niveau de confiance de 95%, les moyennes sont statistiquement différentes pour les deux premières zones de décantation, tandis que pour CI3, les moyennes ne sont pas statistiquement différentes.

Le fait que le ratio de STV/ST soit aussi semblable d'une zone à l'autre pourrait indiquer aussi un transport des boues primaires dans les deux dernières zones de décantation. Cette hypothèse concorderait aussi avec celles observées dans le chapitre précédent sur la hauteur de boues.

5.4 Résultats et analyse de la dégradation anaérobie survenant dans les zones de décantation : Objectif 3

5.4.1 Mesure de la production de gaz en laboratoire

Pour réaliser ce dernier objectif, plusieurs analyses ont été réalisées au courant de l'été ainsi que pendant l'automne. Tout d'abord, des tests PBM, SMA et des blancs ont été effectués en parallèle aux mesures sur l'étang avec la boîte à gaz. Ces tests ont été réalisés avec les boues du fond de chacune des zones de clarification. L'objectif principal derrière ces tests était de voir à l'aide du test SMA, la capacité maximale de notre échantillon à produire du biogaz et de le comparer avec des mesures prises sur le terrain. Malheureusement, la plupart des expériences effectuées ne donnaient pas les résultats escomptés. En effet, lors des tests réalisés avec des boues récoltées lors de l'été 2016, aucune différence notable entre les tests SMA et ceux sans acétate n'était mesurée ou encore des valeurs plus élevées étaient observées. Les tests ont tous été effectués avec de l'acétate à 20 g/L. Plusieurs modifications au protocole de laboratoire ont été faites dans l'espoir d'obtenir des valeurs qui avaient du sens, mais malheureusement aucun résultat ne s'est avéré concluant. La Figure 40 présente un des nombreux graphiques n'étant pas concluant.

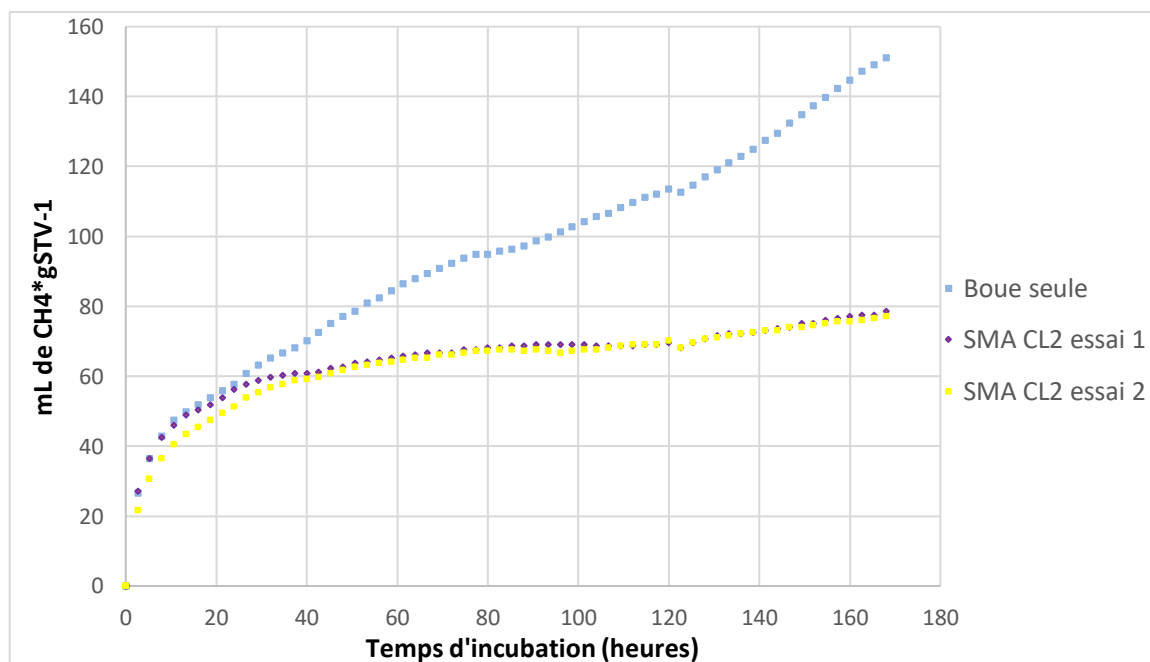


Figure 40 Courbes de production de méthane dans Cl2

En effet, dans ce graphique, il est possible d'observer que la bouteille contenant le blanc, soit des boues de Cl2 sans ajout de substrat, donne une plus grande production de méthane que les boues avec substrat. Les essais SMA ont été réalisés en duplicata (courbes SMA Cl2 essais 1 et 2) permettant la validité du test.

La Figure 41 présente trois courbes de production de méthane à partir des boues de chacune des zones de clarification en fonction du temps. Les échantillons ont eu un temps d'incubation de 30 jours. Pour ces tests, les boues étaient aussi installées

dans une bouteille dans un incubateur à 35°C dans des conditions anaérobies, mais cette fois-ci sans substrat. De cette façon, il est possible de mesurer la quantité de gaz produite possible avec les boues seulement.

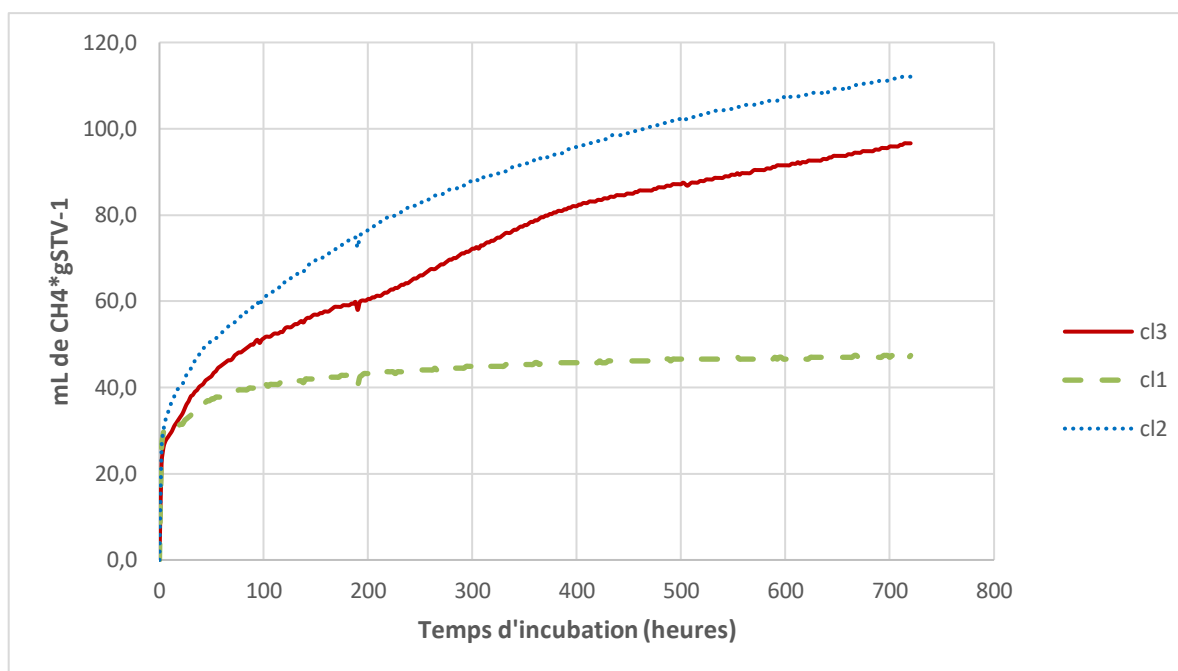


Figure 41 Courbes de production de méthane pour chacune des zones de clarification

La production de méthane dans la première zone de décantation est plus faible que celle dans les deux dernières zones, ces dernières étant assez semblables. Cette plus faible accumulation peut être attribuable au fait qu'il y a une acidification du milieu, inhibant la réaction de méthanisation. Le pH mesuré à la sortie de cette zone, dans les boues, est généralement plus bas que dans les autres zones, soit aux alentours de 6. La formation des acides gras volatils suite à la fermentation pourrait expliquer cette baisse de pH qui survient dans les boues. La production de méthane calculée à l'aide de la courbe C11 du graphique indique une valeur de 1,6 ml CH₄ gSTV⁻¹ d⁻¹ après 30 jours d'incubation. Cette valeur correspond à celle trouvée dans la littérature de 1,5 ml CH₄ gSTV⁻¹ d⁻¹ (Iwema *et al.*, 1987) pour un étang facultatif.

La production de méthane des boues par jour calculée à l'aide de ces courbes est de 3,8 ml CH₄ gSTV⁻¹ d⁻¹ pour C12 et 3,3 ml CH₄ gSTV⁻¹ d⁻¹ pour C13. Pour un étang anaérobie, une valeur de 2,9 ml CH₄ gSTV⁻¹ d⁻¹ avait été trouvée par Paing *et al.* (2000) ce qui est très près des valeurs mesurées ici. Les valeurs trouvées sont près du double de celles mesurées dans la première zone de décantation. Après les 30 jours d'incubation, la production de méthane semblait encore augmenter pour C12 et C13.

Puisqu'on ajoutait des pastilles de NaOH dans les bouteilles pour consommer le CO₂ produit, on suppose que le différentiel de pression mesuré par les bouteilles correspondait seulement à la quantité de méthane produite. Les gaz récoltés lors des PBM n'ont pas pu être analysés à l'aide d'un chromatographe pour confirmer cette hypothèse.

5.4.2 Mesure de la production de gaz *in situ*

Ensuite, à titre de comparatif avec les mesures prises en laboratoire, l'installation d'une boîte directement sur l'étang a été effectuée. Cette boîte a permis de mesurer les gaz s'échappant des zones CI2 et CI3, la première zone CI1 n'ayant pas été mesurée. Les résultats sont obtenus vers la fin de l'été, soit de mi-août à la fin novembre. Les mesures n'ont pas débuté plus tôt dû à la construction de la boîte qui a pris un certain temps. L'échantillonnage a permis, entre autres, d'observer l'impact de la température sur la production de gaz dans l'étang ainsi que d'observer la différence entre les points d'échantillonnage dans une même zone, dans ce cas-ci l'entrée et la sortie des zones. La Figure 42 présente les résultats obtenus en $\text{L CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en fonction du temps et de la température. Les données ont été normalisées en fonction de la température. Comme mentionné, les résultats sont présentés en fonction de la température, mais plusieurs autres facteurs peuvent être responsables de la digestion anaérobie, par exemple la disponibilité en substrat pour les bactéries méthanogènes, le pH, etc.

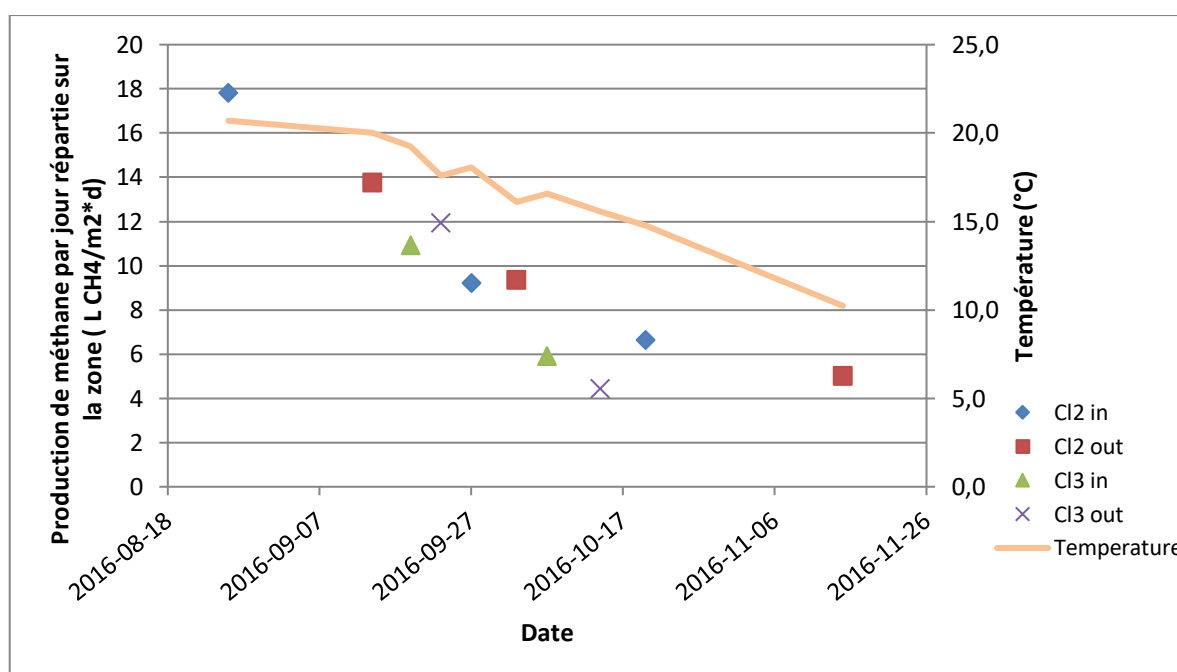


Figure 42 Production de méthane par jour récupérée à la surface des zones de clarification

Cette figure montre, en premier lieu, le lien entre la température et la production de méthane. On voit une diminution nette de cette production avec le refroidissement. Il a été mentionné dans la littérature que la quantité de matière organique fraîche étant généralement plus présente à l'entrée des zones, une quantité plus grande d'AGVs est généralement produite, donc un risque d'inhibition de la méthanisation dû à un milieu trop acide. Par ailleurs, dans ce cas-ci, très peu de différences sont observées entre les points d'échantillonnage, comme il a aussi été observé dans la littérature (Paing *et al.*, 2000). Dans notre cas, la caractérisation des boues à l'entrée et à la sortie des zones était relativement semblable, ce qui pourrait expliquer la similarité des résultats.

La quantité de méthane récoltée sur l'étang se situe entre $18 \text{ LCH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ et $4 \text{ LCH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ pour la période étudiée. Ces valeurs sont en dessous de celles trouvées dans la littérature qui sont entre 19 et $55 \text{ LCH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ pour des étangs anaérobies recevant de l'eau domestique (Toprak, 1995). Les valeurs trouvées sont donc en dessous des valeurs trouvées dans la littérature. Par

ailleurs, les valeurs ont été mesurées vers la fin de l'été, ce qui pourrait laisser supposer une production plus forte de méthane en début de saison estivale lorsque les températures sont à leur maximum et que la matière organique est présente en plus grande quantité. Donc, ce qui reste vers la fin de l'été générerait moins de CH_4 .

Les gaz récoltés se composaient majoritairement de méthane, soit 62,8% en moyenne sur la période d'échantillonnage avec seulement 1,4% de CO_2 et 0,7% d'oxygène récolté. La proportion de méthane correspond à une proportion normale d'un biogaz, soit entre 30 et 80% de méthane, tandis que la proportion de CO_2 est beaucoup plus basse qu'attendu. Le gaz carbonique étant un gaz beaucoup plus soluble que le méthane, se solubilise dans l'eau de l'étang avant même de se rendre à la boîte de récolte. C'est pourquoi les données dans la Figure 42 sont présentées en fonction du méthane récolté et non en fonction du biogaz total amassé.

Deux autres gaz sont récupérés par l'appareil, soit l'oxygène et le H_2S . Ces deux gaz sont retrouvés en très petite quantité, soit 0,7% d'oxygène et 1,8 ppm de sulfure d'hydrogène en moyenne sur la période. La très faible quantité d'oxygène récolté donne un bon indicatif comme quoi la boîte n'est pas en contact avec l'air ambiant, donc les gaz récoltés proviennent directement de l'étang. La composition du gaz restante, soit environ 30%, n'est pas mesurée par le Sewerin.

5.4.3 Présence de floccs à la surface de l'étang

Pendant l'été, il a été observé qu'une quantité non négligeable de floccs remontait à la surface de l'étang, voir Figure 43, principalement dans CI2 et CI3. L'hypothèse d'une remise en suspension lors du dégazage a donc été émise. Cette remise en suspension a donc suscité l'intérêt, puisque lors des visites sur le terrain, il était possible de remarquer de gros bouillons de gaz à la surface de l'étang suivi de floccs qui remontaient à la surface en même temps. Pour vérifier cette hypothèse, des tests de matières en suspension décantables (MeS décantables) ont été réalisés dans les zones de clarification. Les points d'échantillonnage sont les mêmes que pour les autres tests, soit l'entrée et la sortie des zones. À la sortie des zones, il ne devrait pas y avoir une trop grande proportion de solides décantables puisque ces derniers devraient être sédimentés dans la zone. La dernière zone de décantation est plus critique quant à la remise en suspension de floccs puisque l'effluent ne doit pas dépasser 25 mg/L en MeS.

Les analyses ont été réalisées à partir du mois de juillet 2016 jusqu'au mois de janvier 2017 suivant et les résultats obtenus pour la sortie des trois zones de décantation sont présentés dans le Tableau 8, avec un total de 12 échantillons. Les valeurs pendant les températures chaudes et plus froides ont été divisées pour pouvoir avoir un comparatif.



Figure 43 Remise en suspension de la matière dans les zones de décantation

Tableau 8 MeS décantables à la sortie des zones de clarification pendant la période estivale et hivernale

	Période estivale	Écart-type	Période hivernale	Écart-type
	(Juillet à septembre)	période estivale	(octobre à janvier)	période hivernale
	mg/L	-	mg/L	-
Cl1 entrée	151	98	67	18
Cl1 sortie	87	32	64	20
Cl2 sortie	35	23	26	25
Cl3 sortie	17	11	6	3

Dans ce tableau, on remarque tout d'abord qu'il reste beaucoup de matières décantables dans l'eau à la sortie des décanteurs que ce soit l'été ou l'hiver. Particulièrement dans Cl3, pendant la période estivale on remarque que la quantité de MeS décantables est pratiquement triplée lors des températures plus chaudes. Les MeS mesurées à la sortie ne dépassent pas la limite de rejet, mais les valeurs restent à surveiller puisque les zones de clarification ne semblent pas favoriser la sédimentation autant qu'elles le devraient. La grande quantité de boues accumulées dans l'étang pourrait être un facteur affectant le relargage.

La valeur de MeS décantables à la sortie de Cl1 est très près de la valeur trouvée à l'entrée de la zone, en hiver, ce qui indique que très peu de matières sédimentent dans la zone. Cet effet pourrait être le résultat d'un bullage trop fort par l'aérateur de fond, qui limiterait la décantation et favoriserait la remise en suspension des matières. La grande différence entre les MeS décantables à l'entrée de Cl1 entre l'été et l'hiver est due à la concentration en MeS totale qui est beaucoup plus élevée en été qu'en hiver.

Ainsi, à la lumière des résultats compilés dans ce chapitre, des conditions favorables à la digestion anaérobie se sont installées dans les différentes zones de clarification dans l'étang. La provenance des boues peut avoir un impact important sur la biodégradabilité de ces dernières. Différentes boues dans les zones de décantation pourraient expliquer les différentes productions de méthane. Dans l'étang, il y a présence de boues primaires et de boues secondaires. Une hypothèse de déplacement des solides dû à l'aération a été soulevée, puisqu'il a été remarqué que des boues primaires, en plus de se retrouver dans la première zone de décantation, étaient aussi présentes dans les deux zones subséquentes. Les boues secondaires, quant à elles, se retrouvent plutôt dans CL2 et CL3, soit du détachement du biofilm des réacteurs. Il serait possible que les boues secondaires, dû à l'âge de ces dernières soient composées d'une fraction non biodégradable de STV et ainsi soient difficilement dégradables. La grande quantité de matière organique disponible dans les boues primaires pourrait favoriser la digestion anaérobie. Par ailleurs, l'hydrolyse et l'acidification du milieu dans CL1 pourrait limiter la production de méthane dans cette zone, malgré la forte concentration en matière organique biodégradable.

Chapitre 6 : Conclusions

L'étude présentée dans ce mémoire avait pour objectif de faire un suivi de l'accumulation de boues, d'effectuer la caractérisation de ses boues et quantifier la dégradation anaérobie dans les différentes zones de clarification de la filière de traitement KAMAK^{MC}. Les résultats obtenus au cours d'une année de suivi complète ont permis de tirer les conclusions suivantes :

- Pour le suivi de l'accumulation des boues, le facteur température est un facteur important par rapport à la hauteur de boues dans l'étang. En effet, pendant la période estivale (12°C à 20°C), il n'y a aucune accumulation de boues qui survient dans les trois différentes zones de décantation, voir dans certains cas une diminution de la quantité de boues. Lorsque les températures plus froides commencent (4°C à 12°C) les boues tendent à s'accumuler. Les taux d'accumulation mesurés avec la jauge à boues pour CI2 et CI3 sont de 41,7 Lan⁻¹hab⁻¹ et de 74,2 Lan⁻¹hab⁻¹ respectivement, tandis qu'avec le sonar, les taux d'accumulation pour CI2 et CI3 sont tout de même assez semblables, soit de 50,2 Lan⁻¹hab⁻¹ et de 49,1 Lan⁻¹hab⁻¹. Par contre, la première zone de décantation possède un taux d'accumulation de boues annuel se rapprochant de 0 que ce soit avec le sonar ou la jauge à boues. Cela suggère que l'aération fournie dans CI1 limite l'accumulation de boues à 0,6m et que les solides primaires se déplacent vers CI2 et CI3. La quantité d'oxygène dissous dans cette zone étant très élevée pendant l'hiver, autour de 13 mg/L, suggère une aération trop forte et limitante pour les solides dans cette zone. Le test traceur réalisé pendant l'été 2016 suggère l'hypothèse de déplacement des solides dans les différentes zones.
- La caractérisation des boues a permis d'observer une diminution du ratio STV/ST statistiquement significative pour les zones CI1 et CI2 pour la période estivale en comparaison avec la période plus froide. Malgré une observation semblable pour CI3, les résultats n'étaient pas statistiquement significatifs. Ces diminutions (ou accumulation des ST non volatils) peuvent être attribuables à une consommation des STV dans les zones par digestion lors de la période estivale.
- Une quantité non négligeable de solides décantables est retrouvée à l'effluent des zones de clarification, principalement lors de la période estivale. Cette observation est principalement remarquée dans la dernière zone de clarification et est attribuée à la remise en suspension de boues du fond lors de la production de biogaz par digestion anaérobie.
- Les gaz produits suite à la digestion anaérobie dans les zones CI2 et CI3 ont été mesurés pendant la fin de la période estivale de fin août à mi-novembre. La température est aussi un facteur important dans ce cas-ci puisqu'une tendance décroissante avec la température qui diminue est observée. Des valeurs de 18 LCH₄m⁻²d⁻¹ et 4 LCH₄m⁻²d⁻¹ ont été trouvées dans ces deux zones et étaient composées de 62,8% de méthane en moyenne et 1,4% de CO₂. Le peu de gaz carbonique est probablement attribuable à une solubilisation du gaz dans l'eau sous-jacente au montage de récolte de gaz.

Chapitre 7 : Recommandations

Les recommandations qui feront l'objet de ce chapitre sont émises dans une optique de continuation du projet pour valider les résultats et les conclusions émises dans cette étude.

- Suite à la réalisation du test traceur, une modification des toiles divisant les différentes zones de décantation devrait être effectuée pour augmenter l'étanchéité et instaurer des limites définies entre les différentes zones.
- Une modification de l'aération dans C11 pourrait être effectuée pour favoriser la décantation dans cette zone et diminuer l'accumulation de boues dans C12 et C13.
- Un suivi de la hauteur de boues devrait être poursuivi pour voir si les taux d'accumulation et de dégradation restent semblables au fil du temps.
- Il serait pertinent d'approfondir la caractérisation des boues, par exemple avec des analyses de substances polymériques extracellulaires (SPE), pour déterminer la provenance des boues. Cette provenance peut être du détachement du biofilm des zones précédentes, etc. Ces analyses permettraient de mieux comprendre la décantation des solides dans la filière de traitement.
- Afin d'avoir un meilleur comparatif avec la littérature, il serait important de mesurer la production de gaz dans l'étang à partir du début de la période estivale. Aussi, la zone C11 devra être étudiée pour voir si la production du gaz est semblable à celle des deux zones anaérobies.
- Avec les résultats récoltés, pour assurer un respect des normes de rejet en MeS ainsi que pour favoriser la dégradation anaérobie tout en évitant une surproduction de floccs remis en suspension dû au dégazage, il est conseillé d'effectuer un suivi des hauteurs de boues assez fréquemment. De cette façon, une vidange pourra être réalisée dès que le niveau des boues sera problématique. Les taux d'accumulation annuel étant de $0,05 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour les zones anaérobies, une vidange pourrait être nécessaire pour éviter un dépassement des normes. Dans le cas de l'étang de Grandes-Piles, une vidange de boues a dû être effectuée après 3 ans.
- Puisqu'il y a présence d'une remise en suspension lorsqu'il y a digestion anaérobie des boues, une zone de clarification à la fin du traitement n'est pas nécessairement idéale si les exigences de rejet d'une station sont très restrictives. En effet, il y a risque de dépassement des exigences en MeS et en DBO_5C si des floccs se retrouvent à l'effluent. Il serait donc plus judicieux de terminer le traitement avec un élément qui permettrait un polissage de l'effluent, si les normes de rejet sont plus strictes.

Bibliographie

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) AWWAAWEFW [1999] *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Washington, DC, USA, 1325 p.
- ANGELIDAKI I, ALVES M, BOLZONELLA D, BORZACCONI L, CAMPOS L, GUWY A, JENICEK P, KALYUZHNUI S and VAN LIER J [2007] Anaerobic Biodegradation, Activity and Inhibition (ABAI) Task Group Meeting 9th to 10th October 2006, in Prague. Institute of Environment & Resources, Technical University of Denmark.
- AYRES RM, LEE DL, MARA DD and SILVA SA [1993] The accumulation, distribution and viability of human parasitic nematode eggs in the sludge of a primary facultative waste stabilization pond. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 87, 256-258.
- BIONEST [2011] *Bionest technologies inc. - Profil corporatif* [En ligne]. Québec, Qc, Canada. <http://www.bionest-tech.com/QC-fr/societe-page/1/profil-corporatif.html> [Page consultée le 23 juin 2017].
- BOLTZ JP, SMETS BF, RITTMANN BE, VAN LOOSDRECHT MCM, MORGENROTH E and DAIGGER GT [2017] From biofilm ecology to reactors: a focused review. *Water Science and Technology*, 75 (7-8), 1753-1760.
- BORREGAARD VR [1997] Experience with nutrient removal in a fixed-film system at full-scale wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 36 (1), 129-137.
- BROCKETT OD [1976] Microbial reactions in facultative oxidation ponds—I. The anaerobic nature of oxidation pond sediments. *Water Research*, 10, 45-49.
- BURNS G, GIRLING R, PICK A and VAN E [1970] A comparative study of aerated lagoon treatment of municipal wastewaters. *Proceedings of the second international symposium for waste treatment lagoons*, Kansas City, Missouri, p. 404.
- CARRÉ J, LAIGRE MP and LEGEAS M [1990] Sludge removal from some wastewater stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 22 (3-4), 247-252.
- CCME [2009] *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*. Whitehorse, Canada, 23 p.
- CHAN YJ, CHONG MF, LAW CL and HASSELL DG [2009] A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 155 (1-2), 1-18.
- CLARK SE, COUTTS HJ and JACKSON R [1970] Alaska sewage lagoons. *Proceedings of the second international symposium for waste treatment lagoons*, Kansas City, Missouri.
- CNRC and FCM [2004] *Optimisation du lagunage : Une règle de l'art du Guide national pour des infrastructures municipales durables* [En ligne]. <http://docplayer.fr/50767679-Optimisation-du-lagunage-une-regle-de-l-art-du-guide-national-pour-des-infrastructures-municipales-durables.html> [Page consultée le 8 août 2017].
- DARTOIS J and DABOVAL B [1999] *25 ans d'assainissement des eaux usées industrielles au Québec: un bilan* [En ligne]. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/index.htm> [Page consultée le 27 août 2017].
- DUAN X, ZHOU J, QIAO S, YIN X, TIAN T and XU F [2012] Start-up of the anammox process from the conventional activated sludge in a hybrid bioreactor. *Journal of Environmental Sciences*, 24, 1083-1090.
- GARCIA J-L [1990] Taxonomy and ecology of methanogens. *FEMS Microbiology Letters*, 87, 297-308.
- GAVRILESCU M and MACOVEANU M [2000] Attached-growth process engineering in wastewater treatment. *Bioprocess Engineering*, 23, 95-106.

- GRADY CL, DAIGGER GT, LOVE NG and FILIPE CD [2011] *Biological Wastewater Treatment*, New York, Marcel Dekker, 1076 p.
- GRAY NF [1995] The influence of sludge accumulation rate on septic tank design. *Environmental Technology*, 16, 795-800.
- HÉBERT M [2012] *Boues municipales Politiques de recyclage et évaluation des émissions de GES* [En ligne]. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/articles/boues-municipales-pol.pdf> [Page consultée le 2 août 2017].
- IWEMA A, CARRÉ J and MINOT D [1987] Sedimentation and digestion on pond bottoms—an attempt to establish a short-term material balance. *Water Science and Technology*, 19 (12), 153-159.
- KEFFALA C, HARERIMANA C and VASEL J-L [2013] A review of the sustainable value and disposal techniques, wastewater stabilisation ponds sludge characteristics and accumulation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 45-58.
- LAFOND R [2008] A compact and efficient technology for upgrade of canadian municipal aerated lagoons. *VP Business Development and Marketing*, 46-47.
- LARIYAH MS, MOHIYADEN HA, HAYDER G, HUSSEIN A, BASRI H, SABRI AF and NOH MN [2016] Application of moving bed biofilm reactor (MBBR) and integrated fixed activated sludge (IFAS) for biological river water purification system: A short review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 32 (1), .
- LESSARD P [2016] *Notes du cours de traitement des eaux usées (GEX-2004)* [En ligne]. Portail des cours de l'Université Laval. <https://www.portaildescours.ulaval.ca> [Page consultée le 15 janvier 2018].
- MAMOT [2009] *Cahier des exigences environnementales - Chapitre 6 - Gestion des boues - étangs aérés* [En ligne]. https://stpnq.com/wp-content/uploads/2014/08/cahi_exig_envi_chap_6.pdf [Page consultée le 24 octobre 2017].
- MAMOT [2010] *Guide pratique de mesure des boues dans les étangs d'épuration* [En ligne]. Québec, Qc, Canada. <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs1988851> [Page consultée le 12 septembre 2017].
- MAMOT [2013] *Ouvrages de surverse et stations d'épuration - Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2012* [En ligne]. Québec, Qc, Canada. https://www.mamh.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/ministere/acces_information/Diffusion_information/2017-122_rapport_ouvrage_municipaux_assainissement_eau_partie_4.pdf [Page consultée le 23 août 2017].
- MAMOT [2017] *Répertoire des municipalités - Grandes-Piles* [En ligne]. Québec, Qc, Canada. <https://www.mamot.gouv.qc.ca/recherche-avancee/fiche/municipalite/35040/> [Page consultée le 11 juillet 2017].
- MARAIS GVR [1966] New factors in the design, operation and performance of waste-stabilization ponds. *Bulletin of the World Health Organization*, 34 (5), 737-763.
- MARIN M [1986] *Accumulation de boues dans les étangs aérés facultatifs au Québec* Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada, 248 p.
- MASSÉ D and MASSE L [2000] Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *Canadian Agricultural Engineering*, 42 (3), 139-146.
- MCCARTY PL and SMITH DP [1986] Anaerobic wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, 20, 1200-1206.
- MDDELCC [2011] *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles - Plan d'action 2011-2015* [En ligne]. Québec, Qc, Canada. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/presentation.pdf> [Page consultée le 11 juillet 2017].
- MDDELCC [2012] *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles - Plan d'action 2011-2015: Bilan de mi-parcours* [En ligne]. Québec, Qc, Canada. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/bilanMiParcours.pdf> [Page consultée le 11 juillet 2017].

- MDELCC [2013] *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique - Chapitre 6. Lagunage* [En ligne]. Québec, Qc, Canada. <http://www.mdelcc.gouv.qc.ca/EAU/EAUX-USEES/domestique/Chap6.pdf> [Page consultée le 12 juillet 2017].
- METCALF & EDDY [2003] *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, USA, New-York, McGraw-Hill, 1819 p.
- MOLETTA R [2008] *La méthanisation (2e ed.)*, France, Lavoisier, 552 p.
- MOLETTA R and CANSELL F [2003] *Méthanisation des déchets organiques. Étude bibliographique. Rapport finale*. [En ligne]. <https://www.doc-developpement-durable.org/file/Energie/biogaz/methanisation%20dechets%20organiques.pdf> [Page consultée le 3 août 2017].
- ØDEGAARD H [2006] Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, 53 (9), 17-33.
- ØDEGAARD H, CHRISTENSSON M and SØRENSEN K [2014] *Activated Sludge - 100 Years and Counting. Chapter 15: Hybrid Systems*, IWA publishing, London, UK, 25 p.
- ØDEGAARD H, RUSTEN B and SILJUDALEN J [1999] The development of the moving bed biofilm process - from idea to commercial product. *European Water Management*, 2 (3), 36-43.
- ØDEGAARD H, RUSTEN B and WESTRUM T [1994] A new moving-bed biofilm reactor - Applications and results. *Water Science and Technology*, 29 (10-11), 157-165.
- PAING J, PICOT B, SAMBUCCO JP and RAMBAUD A [2000] Sludge accumulation and methanogenic activity in an anaerobic lagoon. *Water Science and Technology*, 42 (10-11), 247-255.
- PAN Y, YE L, VAN DEN AKKER B, GANIGUE PAGES R, MUSENZE RS and YUAN Z [2016] Sludge-drying lagoons: A potential significant methane source in wastewater treatment plants. *Environmental Science and Technology*, 50 (3), 1368-1375.
- PAPADOPOULOS A, PARISOPOULOS G, PAPADOPOULOS F and KARTERIS A [2003] Sludge accumulation pattern in an anaerobic pond under Mediterranean climatic conditions. *Water Research*, 37, 634-644.
- PARKER CD and SKERRY GP [1968] Function of Solids in Anaerobic Lagoon Treatment of Wastewater. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 40, 192-204.
- PATRY B, BOUTET É, BAILLARGEON S and LESSARD P [2018] Solid-liquid separation of an effluent produced by a fixed media biofilm reactor. *Water Science and Technology*, 77 (3-4), 589-596.
- PEÑA M, MARA D and SANCHEZ A [2000] Dispersion studies in anaerobic ponds: implications for design and operation. *Water Science and Technology*, 42 (10-11), 273-282.
- PICOT B, SAMBUCCO JP, BROUILLET JL and RIVIERE Y [2005] Wastewater stabilisation ponds: sludge accumulation, technical and financial study on desludging and sludge disposal case studies in France. *Water Science and Technology*, 51 (12), 227-234.
- PROULX C [2013] *Critères de conception d'un étang aéré recevant une charge accrue en matières particulières biodégradables* Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Qc, Canada, 183 p.
- QUÉBEC [2012] *Bannissement des matières organiques de l'élimination au Québec: état des lieux et perspectives* [En ligne]. <http://www.mdelcc.gouv.qc.ca/matieres/organique/bannissement-mat-organ-etatdeslieux.pdf> [Page consultée le 11 Septembre 2017].

- QUÉBEC [2014] *Banque de données statistiques officielles sur le Québec - Infrastructures municipales* [En ligne]. Québec, Qc, Canada.
http://www.bdso.gouv.qc.ca/pls/ken/ken2122_navig_niv_2.page_niv2?p_iden_tran=REPERPEINWY10-59172648632:Clb{&p_id_ss_domn=1039 [Page consultée le 23 janvier 2018].
- QUÉBEC [2017] *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* [En ligne]. Québec, Qc, Canada,
<http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2034.1> [Page consultée le 23 janvier 2018].
- RANDALL CW and SEN D [1996] Full-scale evaluation of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process for enhanced nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 33 (12), 155-162.
- SCHLEGEL S and KOESER H [2007] Wastewater treatment with submerged fixed bed biofilm reactor systems – design rules, operating experiences and ongoing developments. *Water Science and Technology*, 55 (8-9), 83-89.
- SCHNEITER RW, MIDDLEBROOKS EJ and SLETTEN RS [1983] Cold region wastewater lagoon sludge accumulation. *Water Research*, 17 (9), 1201-1206.
- SCHNEITER RW, MIDDLEBROOKS EJ and SLETTEN R [1984] Wastewater lagoon sludge characteristics. *Water Research*, 18 (7), 861-864.
- SEETHA N, BHARGAVA R and KUMAR P [2010] Effect of organic shock loads on a two-stage activated sludge-biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 101 (9), 3060-3066.
- SEN D, MITTA P and RANDALL CW [1994] Performance of fixed film media integrated in activated sludge reactors to enhance nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 30 (11), 13-24.
- SINGH NK, KAZMI AA and STARKL M [2015] Environmental performance of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) reactor treating actual municipal wastewater during start-up phase. *Water Science and Technology*, 72 (10), 1840-1850.
- SPANJERS H and VANROLLEGHEM PA [2016] *Respirometry*. In: *Experimental Methods In Wastewater Treatment*. Eds. VAN LOOSDRECHT MC, NIELSEN PH, LOPEZ-VAZQUEZ CM and BRDJANOVIC D., IWA Publishing, London, UK, 133-178.
- TOPRAK HK [1995] Temperature and organic loading dependency of methane and carbon dioxide emission rates of a full-scale anaerobic waste stabilization pond. *Water Research*, 29 (4), 1111-1119.
- VAN LIER JB, REBAC S and LETTINGA G [1997] High-rate anaerobic wastewater treatment under psychrophilic and thermophilic conditions. *Water Science and Technology*, 35 (10), 199-206.
- WEI Y, VAN HOUTEN RT, BORGER AR, EIKELBOOM DH and FAN Y [2003] Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37 (18), 4453-4467.

Annexes

Annexe A



Faculté des Sciences et de génie

Département de génie civil et de génie des eaux

GEX 2004

Laboratoire de traitement de l'eau

Notes de cours/hiver 2016

Protocole pour les essais de potentiel de biométhanisation (BMP)

Paul Lessard, professeur responsable

*Avec la collaboration de Catherine Bourgault
et Michel Bisping*

Mars 2016

1. Introduction

Par définition, la méthanisation (appelée également digestion anaérobie) est un procédé de dégradation de la matière organique par une flore microbienne anaérobie hétérotrophe, et dont le métabolisme conduit à la production de biogaz ; un composé formé majoritairement de méthane (30 à 80%) et de gaz carbonique (20 à 50 %) (Voir figure 1).

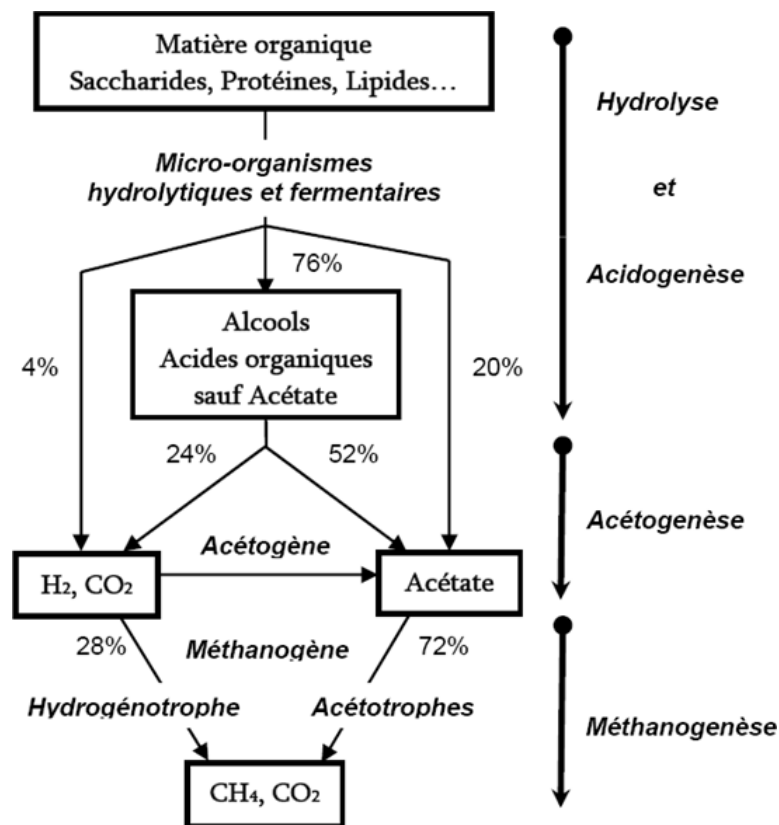


Figure 1 - Processus de traitement anaérobie (Moletta, 1993¹)

Tel qu'illustré à la figure 1, la première étape du processus de la digestion anaérobie consiste en une hydrolyse des macromolécules contenues dans le substrat (lipides, polysaccharides, protéines, etc.) en

¹ Moletta, R. (1993). " La digestion anaérobie : du plus petit au plus grand." Biofutur 119 (jan) : 16-25.

composés fermentescibles plus simples ; ceci sous l'action des bactéries aérobies hydrolytiques et anaérobies facultatives fermentatives. Par la suite, ces monomères sont dégradés par les bactéries acidogènes dans une réaction de fermentation. Les produits issus de cette fermentation sont, d'une part, des acides gras volatils (AGV) (i.e. propionique, butyrique...), des alcools et des acides organiques, et, d'autre part, de l'acide acétique (CH_3COOH), de l'hydrogène (H_2) et du gaz carbonique (CO_2). Ensuite, les AGV (propionate et butyrate) produits par les bactéries acidogènes sont oxydés par les bactéries acétanogènes entraînant la formation d'acétate, d'hydrogène et de gaz carbonique. Finalement, la dernière étape est appelée la méthanogénèse du fait qu'elle implique une production de CH_4 . Elle est accomplie par les bactéries méthanogènes dites acétoclastes, pour celles qui transforment l'acétate en CH_4 et en CO_2 , et par les bactéries méthanogènes dites hydrogénophiles, pour celles qui transforment le CO_2 et H_2 en CH_4 et en eau. On considère qu'environ 70% du CH_4 est produit par la voie de l'acétate et que 30% par la voie de l'hydrogène

2. Objectifs du laboratoire

Le but de ce laboratoire est de vous initier aux principes de la digestion anaérobie en observant la production de méthane par voie de l'acétate.

Les objectifs de l'expérimentation sont de :

- Se familiariser avec le test de mesure du potentiel de méthane (PBM)
- Mesurer la conversion de DCO en biogaz et en méthane ; calculer la production de gaz (CH_4 et biogaz) pour chacun des réacteurs en fonction de la DCO appliquée.
- Évaluer les performances des réacteurs en effectuant le bilan sur la DCO.
- Faire les analyses sur les liquides : S.T. ; S.T.V. ; DCO

3. Les tests de potentiel de Biométhanisation (PBM)

Le test de potentiel Bio Méthanisation (PBM) permet de déterminer la production maximale de biogaz d'un substrat donné, c'est-à-dire en plaçant celui-ci (le substrat) en conditions optimales de digestion anaérobie (i.e. pH, température, alcalinité, substances inhibitrices, etc.). Pour ce faire, le substrat doit être mélangé avec un inoculum actif, selon un ratio F/M de 0.125 à 0.750 gCOD/gVS. Généralement des boues digérées d'une station de traitement des eaux usées sont utilisées comme inoculum. Il est aussi important de s'assurer de la présence de nutriments en quantité suffisante pour permettre un bon développement des bactéries méthanogènes.

On retrouve dans la littérature plusieurs dispositifs permettant de suivre la quantité de biogaz générée d'un substrat donné. Parmi ces dispositifs, on regroupera leurs modes de fonctionnement selon trois catégories, soit les méthodes volumétriques, manométriques et gravimétriques. Le système utilisé dans le cadre de ce présent laboratoire sera un dispositif manométrique, utilisant les variations de pression pour quantifier la production de gaz en fonction du temps. Les données recueillies au terme de l'expérimentation seront donc des unités de pression (hPa) que vous devrez convertir en volume de gaz (voir section 6. Présentation des résultats).

4. Matériel

Substrat : solution d'acétate de sodium 20g/L

Inoculum : boues mixtes digérées provenant du digesteur anaérobie de la station d'épuration de Valcartier.

Solution nutritive : aucune

Montage expérimental :

- 2 bouteilles étanches de 1 litre de volume équipée de tête de mesure OxiTop® (Figure 1).
- Lecteur OxiTop® (Figure 1)
- Plaque magnétique (Figure 1)
-



Figure 1 : Ensemble OxiTop®

- Incubateur à $35 \pm 1^\circ\text{C}$
- Cylindre gradué 100 ml
- Mélange gazeux N_2/CO_2 (environ 90%/10% ; v/v) - pour purger les bouteilles.
- Eau distillée en quantité suffisante

Mesure S.T. et S.T.V. (Protocole en ANNEXE1)

- Étuve à 105°C et four à 550°C
- 6 coupoles en aluminium
- Balance de laboratoire
- Inoculum (boue de digesteur anaérobie).

DCO (Protocole en ANNEXE 2)

Le nécessaire pour faire des analyses de DCO (méthode Hach 8000)

pH, température,

- 1 bécher de 50 ml ;
- 1 agitateur magnétique, barreau aimanté et tige aimantée ;
- 1 pH-mètre avec sa sonde pH et une sonde de température.

5. Mesures de sécurité particulières

Lors de vos manipulations il faudra porter une attention de tout instant. Vous manipulerez des **solutions acides et des effluents biologiques**

Le port des gants est obligatoire

Nettoyer toutes les surfaces de travail (AMFO à 4% ; flacon laveur) et lavez-vous les mains (Savon antibactérien) avant de sortir du laboratoire avec un savon bactéricide.

6. Manipulations

Durant la période du laboratoire, vous aurez à lancer les tests de mesure de potentiel de méthanisation, c'est-à-dire à caractériser l'inoculum et le substrat, et à préparer les échantillons. Par la suite, les données de production de méthane vous seront envoyées par courriel une fois la réaction complétée (3-4 jours).

6.1. Déroulement suggéré de la séance de laboratoire

1. Faire l'analyse de la DCO sur le substrat (voir section 5.3)
2. Faire les solides totaux (donner vos données de masses à l'auxiliaire de recherche) et solides totaux volatiles sur l'inoculum (voir section 5.3)
3. Préparer les échantillons (voir section 5.2)
4. Mesurer le pH et la température de l'inoculum (voir section 5.3)
5. Après une heure, récupérer les échantillons du four à 550 Celcius – laisser refroidir dans le dessiccateur 20 min avant de peser.
6. Voir avec l'auxiliaire de recherche pour le fonctionnement des têtes de mesure Oxitop et pour la récupération des données.
7. Après 2 heures, sortir les tubes DCO de l'incubateur HACH. Laisser refroidir pendant 20 min avant de prendre la mesure.

6.2 Caractérisation de l'inoculum et du substrat

L'inoculum provient d'un digesteur anaérobie de boues de station d'épuration. Il s'agit donc d'un inoculum actif, contenant un large spectre de micro-organismes et l'ensemble des nutriments nécessaire à la digestion. Le substrat quant à lui, est une solution d'acétate de sodium 20g/L.

Les analyses suivantes seront effectuées pour la caractérisation du substrat et de l'inoculum :

Tableau 1 : Analyse liquide sur le substrat et l'inoculum

Paramètres		Méthode	Référence	Numéro	Volume (ml)/analyse
Inoculum	ST et STV	Total, fixed, and volatile solids in solid and semiolid samples.	APHA <i>et al.</i> , 2005	2540-G	25-50
	Température	Méthode électrométrique			20
	pH	Méthode électrométrique			
Substrat	DCOt HACH	Méthode colorimétrique à reflux fermé	HACH	8000	2

Analyse faites sur l'inoculum

S.T. et S.T.V

Peser environ 20 g d'échantillons. Suivre la méthodologie pour la détermination des S.T. et S.T.V. selon APHA *et al.* (2005). (ANNEXE1)

Tableau 2 : Grille des masses pour le suivi des solides totaux et solides totaux volatils.

Échantillon							SOLIDES TOTAUX			SOLIDES VOLATILS
	Masse de la coupole (g)	Masse des boues (g)	Boues + coupole (g)	Résidu + coupole après four 105 (g)	Masse après four (g)	Humidit é (g/boues humide)	Solide totaux (g/ g boues humide)	Résidu + coupole après four 105 (g)	Masse après fourneau (g)	Solide volatils (g/ g boues humide)
a										
b										

pH, température

Verser environ 20 ml d'échantillon diluée dans un bécher de 50 ml. Mesurer le pH de l'échantillon à l'aide de la sonde à pH et noter la température.

DCO

Prélever 1 ml d'échantillon de la solution d'acétate et les vider dans une éprouvette. Diluer 20 fois en ajoutant 19 ml d'eau distillée. Homogénéiser à l'aide d'un vortex. Faire les analyses de DCO en triplicata suivant le protocole HACH Numéro 8000 (en partant au point 2).

6.3 Préparation des échantillons

- Verser 100 ml d'inoculum dans chacune des 2 bouteilles OxiTop®.
- Ajouter 800 ml d'eau distillée ;
- Ajouter 10 ml de substrat, solution d'acétate 20g/L ;
- Insérer un agitateur magnétique dans la bouteille ;
- Insérer 5 pastilles de NaOH dans le compartiment blanc d'une des deux bouteilles ;
- Installer la tête OxiTop® sur la bouteille ;
- Purgé le ciel gazeux avec un mélange gazeux de N₂/CO₂ en utilisant l'ouverture de côté de la bouteille ;
- Placer les bouteilles sur la plaque agitatrice dans l'incubateur à 35°C ;

7. Présentation des résultats

Le potentiel de production de méthane pour chaque bouteille sera exprimé en volume de CH₄ (en conditions normales) par g S.T.V. de l'inoculum. D'abord, il vous faudra convertir les données de pression fournies par le lecteur OxiTop®(hPa) en volume (ml) de méthane, ceci en utilisant l'équation suivante :

$$n_i = \frac{p_i \times V}{R \times T}$$

Où :

n_i = le nombre de mole de biogaz produit au temps t

P_i = la pression mesurer sur le lecteur OxiTop au temps t (hPa)

V = le volume du ciel gazeux (ml)

R = la constante des gaz parfaits qui vaut 8,314 472 Pa·m³·K⁻¹·mol⁻¹

T = la température de l'incubateur (K)

Ensuite, en sachant qu'une mole de gaz occupe un volume constant à une température donnée. Le volume de méthane pourra être déterminé pour chacun des réacteurs.

Finalement les volumes cumulatifs à chaque pas de temps seront divisés par la valeur en S.T.V. de l'inoculum.

Rédaction du rapport :

Les informations suivantes doivent obligatoirement figurer dans le rapport de laboratoire :

Partie A :

- Source et caractérisation de l'inoculum (présenter le tableau des résultats des analyses) ;
- Calcul des performances de rendement théorique de conversion de l'acétate en méthane.
 - Production de méthane théorique :

$$V_{CH_4} = DCO_{[gDCO]} \times 350 \frac{[LCH_4]}{[gDCO]}$$

- Discussion sur le principe de la méthode manométrique pour le suivi de la production de méthane (avantages et inconvénients).

- Justification des conditions d'opération : substance nutritive, température d'incubation, pH, éléments inhibiteurs.
- Caractérisation du biogaz produit ; discuter de sa composition.;
- Représenter les courbes de production de méthane en fonction du temps, les données sont exprimées en volume de CH₄ (en conditions normales) par g S.T.V.de l'inoculum.
 - Calcul de la vitesse de la réaction (ml CH₄/ g S.T.V.* heure)
 - Discuter sur la cinétique de la réaction

Partie B :

Donnez des exemples d'application du procédé anaérobie et ses avantages et désavantages par rapport à un procédé aérobie (maximum 1 page).

Considérant que ce laboratoire en est à sa première année, poser un regard critique sur le protocole et discuter (choses à éviter, améliorations possibles, etc.)

ANNEXE 1 : Analyse des solides totaux et solides totaux volatils

- Peser une capsule conditionnée à l'aide d'une balance analytique. Inscrire la valeur dans le tableau 2.
- Homogénéiser l'échantillon ; brasser légèrement.
- Peser environ 20g d'inoculum. Inscrire la valeur dans le tableau 2. **N'oubliez pas de donner la valeur à l'auxiliaire de recherche !**
- Pour la détermination des solides totaux, transférer pour la nuit la capsule dans une étuve à 104 °C. Noter l'heure de mise en étuve.
- Peser les échantillons que vous remet l'auxiliaire de recherche. Inscrire la valeur dans le tableau 2.
- Placer durant 1 heure les échantillons ayant servi à la détermination des solides totaux dans le four à 550 °C.
- Laisser refroidir la capsule au dessiccateur (minimum 20 minutes).
- Peser les échantillons refroidis et noter la masse dans le tableau 2.

Calcul des solides totaux :

$$C = \frac{A - B}{D} \times 1000 \times 1000$$

Où :

C : concentration des solides totaux dans l'échantillon (mg/kg) ;

A : poids de la capsule + solides (g) (après séchage à 103-105 °C) ;

B : poids de la capsule vide (g) ;

D : poids de l'échantillon utilisé (g) ;

1 000 : facteur de conversion entre les g et les mg ;

1 000 : facteur de conversion entre les kg et les g.

Calcul des solides totaux volatils

$$C = \frac{A - E}{D} \times 1000 \times 1000$$

Où :

C : concentration des solides totaux volatils dans l'échantillon (mg/kg) ;

A : poids de la capsule + solides avant la calcination (g) (après séchage à 103-105 °C) ;

E : poids de la capsule + solides après la calcination (g) (après 550 °C) ;

D : poids d'échantillon utilisé (g) ;

1 000 : facteur de conversion entre les g et les mg ;

1 000 : facteur de conversion entre les kg et les g

DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE

Pour eau, eau résiduaire et eau de mer

Méthode Digestion par réacteur* Approuvée par l'USEPA** pour l'analyse des eaux résiduaires

Digestion

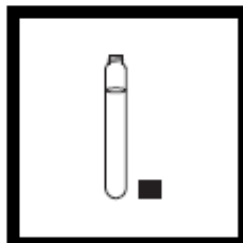
1. Homogénéiser 500 ml d'échantillon pendant 2 minutes dans un homogénéiseur.

Note : Pour la gamme 0 à 15.000 mg/l, homogénéiser 100 ml d'échantillon. Pour améliorer l'exactitude et la reproductibilité, verser l'échantillon homogénéisé dans un bûcher de 250 ml. Agiter doucement sur agitateur magnétique pendant le prélèvement de l'aliquote.



2. Allumer le réacteur DCO. Préchauffer à 150 °C. Placer l'écran de sécurité devant le réacteur.

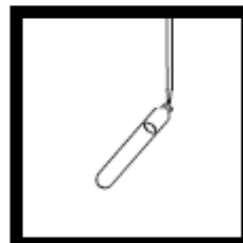
Attention : S'assurer que les équipements de sécurité sont en place pour protéger l'opérateur des projections en cas de fuite de réactif.



3. Tube de réactif DCO de la gamme appropriée.

Gamme de concentration d'échantillon (mg/l)	Type de tubes DCO
0 à 150	Gamme basse
0 à 1.500	Gamme haute
0 à 15.000	Gamme haute plus

Note : Le réactif est sensible à la lumière. Conserver les tubes non utilisés dans la boîte opaque, dans un réfrigérateur si possible. L'exposition des tubes à la lumière pendant l'essai est sans influence sur le résultat.

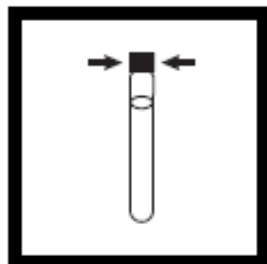


4. Retirer le bouchon d'un tube. Tenir le tube incliné à 45 degrés. Pipetter 2,00 ml (0,20 ml pour la gamme 0 à 15.000 mg/l) d'échantillon dans le tube.

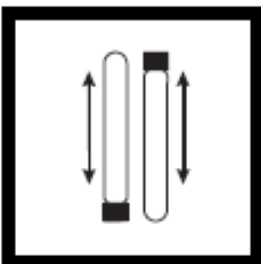
Note pour 0 à 15.000 mg/l : Pipetter seulement 0,20 ml d'échantillon et non 2,00 ml en utilisant une pipette TenSette. Pour une plus grande exactitude, effectuer un minimum de 3 essais et faire la moyenne des résultats.

Note : Toute trace de réactif répandu affecte l'exactitude de l'analyse. Le réactif est dangereux pour la peau et les autres matières. Ne pas effectuer d'analyse avec des tubes dont une partie du réactif a été répandue. Laver le réactif répandu à grande eau.

DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE, suite



5. Fermer hermétiquement le bouchon du tube. Rincer le tube DCO à l'eau désionisée et l'essuyer soigneusement avec un papier absorbant.



6. En tenant le tube par le bouchon au-dessus d'un évier, le retourner plusieurs fois pour mélanger le contenu. Placer le tube dans le réacteur DCO préchauffé.

Note : Le tube devient très chaud lors du mélange.



7. Préparer un blanc en répétant les étapes 3 à 6, en remplaçant l'échantillon par 2,00 ml (0,20 ml pour la gamme 0-15.000 mg/l) d'eau désionisée.

Note : S'assurer que la pipette est propre.

Note : Un blanc doit être analysé avec chaque série d'échantillons. Tous les essais (échantillons et blanc) doivent être faits avec le même lot de tubes. Le numéro de lot est indiqué sur l'étiquette de la boîte.

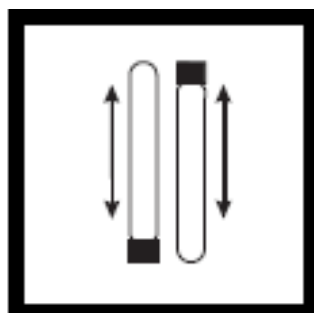


8. Chauffer les tubes pendant 2 heures.

Note : Beaucoup d'échantillons d'eau résiduaire contenant des substances facilement oxydées sont digérées complètement en moins de deux heures. Si nécessaire, mesurer la concentration (sur les tubes chauds) à intervalles de 15 minutes jusqu'à ce que la lecture demeure inchangée. Refroidir les tubes à la température ambiante pour la mesure finale.



9. Eteindre le réacteur. Attendre environ 20 minutes le refroidissement des tubes à 120°C ou au-dessous.



10. Retourner chaque tube plusieurs fois pendant qu'il est encore chaud. Placer les tubes sur un portoir. Attendre que les tubes soient refroidis.

Note : Si le tube présente une couleur verte pure, mesurer la DCO et si nécessaire, répéter l'essai sur un échantillon dilué ou utiliser un tube d'une autre gamme.



11. Utiliser l'une des méthodes suivantes pour mesurer la DCO :

- Mesure colorimétrique 0 à 150 mg/l DCO
- Mesure colorimétrique 0 à 1.500 mg/l DCO
- Mesure colorimétrique 0 à 15.000 mg/l DCO

DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE, suite



5. Placer le blanc dans l'adaptateur avec le logo Hach dirigé vers l'opérateur.

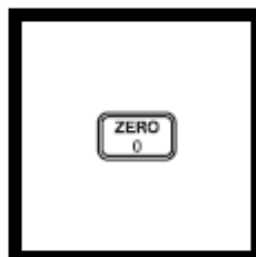
Presser verticalement sur le haut du tube jusqu'à ce qu'il soit solidement en place dans l'adaptateur.

Note : Ne pas déplacer le tube latéralement, ceci cause des erreurs.



6. Ajuster le capot de l'appareil pour couvrir le tube.

Note : Le blanc est stable lorsqu'il est stocké à l'obscurité ; voir Blancs pour mesure colorimétrique à la suite de cette technique.



7. Presser : ZERO

Le curseur se déplace vers la droite puis l'affichage indique :

0 mg/l COD



8. Essuyer l'extérieur d'un tube d'échantillon avec un tissu propre.



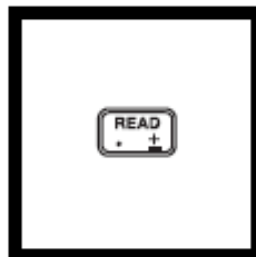
9. Placer le tube dans l'adaptateur avec le logo Hach dirigé vers l'opérateur.

Presser verticalement sur le haut du tube jusqu'à ce qu'il soit solidement en place dans l'adaptateur.

Note : Ne pas déplacer le tube latéralement, ceci cause des erreurs.



10. Ajuster le capot de l'appareil pour couvrir le tube.



11. Presser : READ

Le curseur se déplace vers la droite puis le résultat en mg/l de DCO s'affiche.

Note : Avec les tubes pour la gamme 0 à 15.000 mg/l, multiplier la valeur affichée par 10.

Note : Pour une meilleure exactitude avec les échantillons proches de 1500 ou 15.000 mg/l DCO, répéter l'analyse avec un échantillon dilué.

Annexe B

Protocole pour la mesure des hauteurs de boues au sein de la filière pilote KAMAK^{MC} de Grandes-Piles (méthode directe)

A. Matériel nécessaire

- 1) Jauge à boues
- 2) Appareil photo

B. Étapes à suivre

- 1) Insérer la jauge à boues verticalement, lentement et à vitesse constante dans l'eau en évitant les mouvements de va-et-vient (de haut en bas)
- 2) Une fois le fond de l'étang atteint, tirer légèrement, mais de manière rapide sur la jauge afin de permettre la fermeture du clapet
- 3) Remonter complètement la jauge et vérifier visuellement le niveau d'eau afin d'assurer une mesure adéquate de la totalité de la hauteur de la couche de boues (**3,35 m**, ce qui correspond à la marque verte visible sur la jauge)
- 4) Mesurer approximativement la hauteur de boues dans la jauge en se référant aux graduations sur l'instrument
- 5) Noter la hauteur sur la fiche de suivi (voir la section C)
- 6) Prendre une photo de la portion de la jauge remplie de boues
- 7) Vider complètement la jauge en appuyant la tige du clapet sur une surface solide afin de permettre l'ouverture de ce dernier
- 8) Refaire les étapes 1 à 6 au même point de mesure 2 fois supplémentaires (mesure en triplicate)
- 9) Se déplacer vers le point de mesure suivant (voir la section D) et refaire les étapes 1 à 7

C. Fiche de suivi des hauteurs de boues

Date :

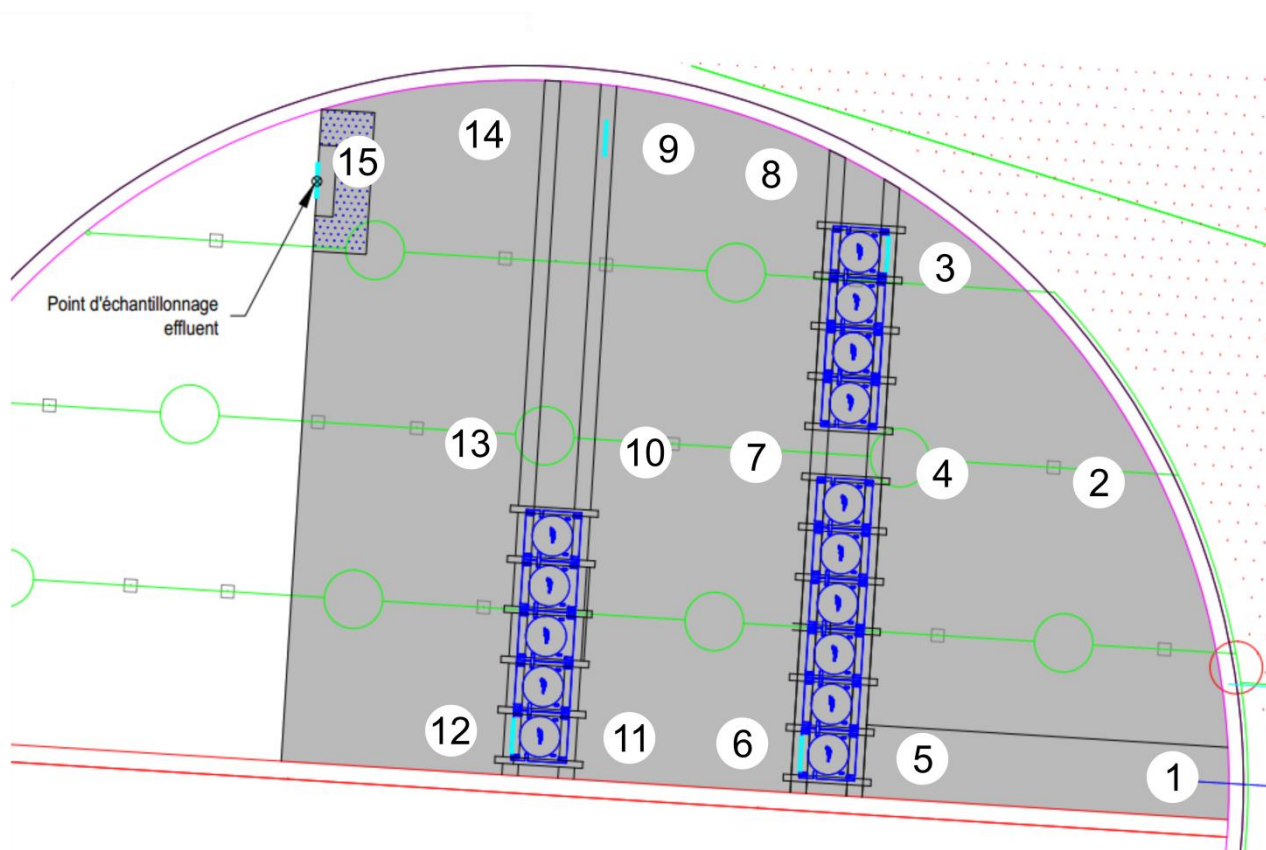
Réalisé par :

Point de mesure	Hauteur de boues 1 (cm)	Hauteur de boues 2 (cm)	Hauteur de boues 3 (cm)	Point de mesure	Hauteur de boues 1 (cm)	Hauteur de boues 2 (cm)	Hauteur de boues 3 (cm)
1				9			

2				10			
3				11			
4				12			
5				13			
6				14			
7				15			
8							

Note : se référer à la section D pour la localisation des points de mesure

D. Plan de localisation des points de mesure



Note : les emplacements exacts des points de mesure sont marqués sur le béton des parois de l'étang (points blancs)

Annexe C

Protocole pour la mesure des hauteurs de boues au sein de la filière pilote KAMAK^{MC} de Grandes-Piles (méthode indirecte)

E. Matériel nécessaire

- 1) Jauge à boues
- 2) Appareil photo

F. Étapes à suivre

- 1) Insérer la jauge à boues verticalement, lentement et à vitesse constante dans l'eau en évitant les mouvements de va-et-vient (de haut en bas)
- 2) Remontez la jauge à boues, tranquillement, et observez si une petite quantité de boues est emprisonnée dans la partie inférieure de la jauge. L'objectif est de trouver le niveau supérieur des boues, la hauteur de boues dans la jauge ne devrait donc pas dépasser 10 cm. Cela prendra quelques essais.
- 3) Mesurer approximativement la hauteur de boues dans la jauge en se référant aux graduations sur l'instrument.
- 4) Noter la hauteur sur la fiche de suivi (voir la section C)
- 5) Prendre une photo de la portion de la jauge remplie de boues
- 6) Ensuite, mesurer la quantité d'eau perdue sur la jauge à boues en se référant aux graduations sur l'instrument. Pour ce faire, prendre en considération la hauteur d'eau dans le bassin au moment de la mesure (théoriquement la mesure d'eau dans le bassin est de 3,35 m, ce qui correspond à la marque verte visible sur la jauge)
- 7) Noter la perte d'eau sur la fiche de suivi (voir section C)
- 8) Prendre une photo de la portion de la jauge où il y a eu une perte d'eau.
- 9) Vider complètement la jauge en appuyant la tige du clapet sur une surface solide afin de permettre l'ouverture de ce dernier
- 10) Refaire les étapes 1 à 9 au même point de mesure 2 fois supplémentaires (mesure en triplicata)
- 11) Se déplacer vers le point de mesure suivant (voir la section D) et refaire les étapes 1 à 9

G. Fiche de suivi des hauteurs de boues

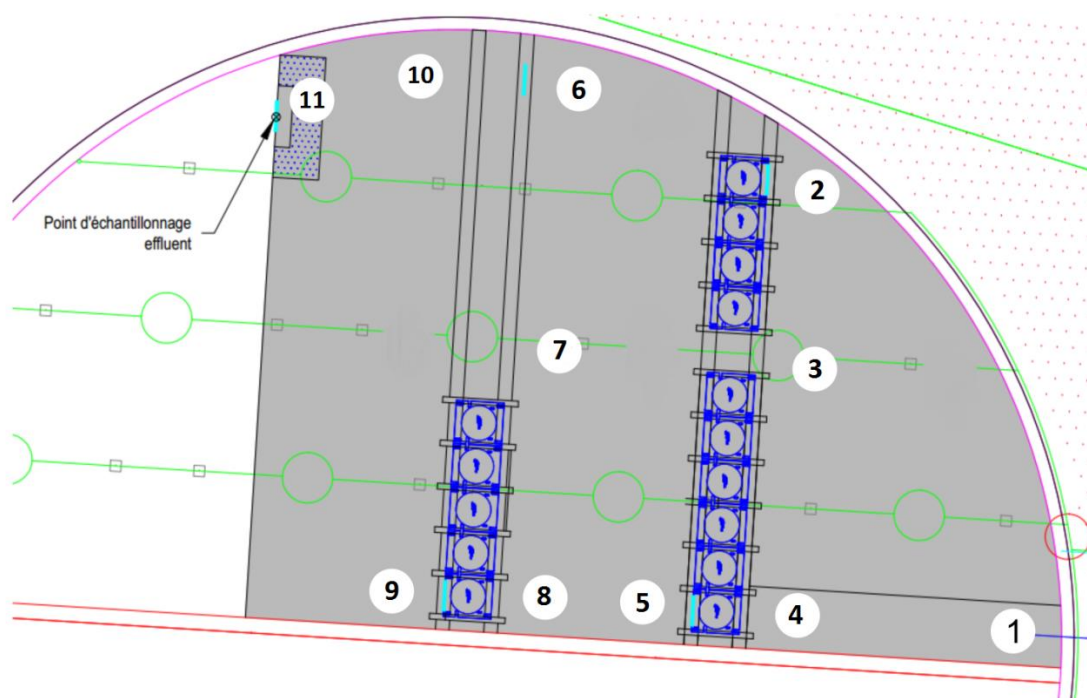
Date :

Réalisé par :

Point de mesure	Hauteur de boues 1 (cm)	Hauteur de boues 2 (cm)	Hauteur de boues 3 (cm)	Point de mesure	Hauteur de boues 1 (cm)	Hauteur de boues 2 (cm)	Hauteur de boues 3 (cm)
1				7			
2				8			
3				9			
4				10			
5				11			
6							

Note : se référer à la section D pour la localisation des points de mesure

H. Plan de localisation des points de mesure



Note : les emplacements exacts des points de mesure sont marqués sur le béton des parois de l'étang (points blancs)

Annexe D

Protocole pour la mesure du biogaz sur l'étang

I. Matériel nécessaire

- 1) Pompe et tubulure
- 2) Gallon à mesurer
- 3) Analyseur de gaz portatif (Sewerin)
- 4) Sac Tedlar 10L
- 5) Boîte à gaz avec des cordes
- 6) Rallonge électrique (Dans le bâtiment de services de la ville)
- 7) Fiole à vide avec bouchon et tubulure (MeS)

J. Étapes à suivre pour l'installation de la boîte

- 8) Installer la boîte sur l'étang.
- 9) Placer la pompe près de la boîte à gaz et relier avec la fiole à vide avec le bouchon et la tubulure sur l'entrée de la pompe.
- 10) Brancher la rallonge électrique dans le bâtiment de services de la ville, sortir le fil par la fenêtre et brancher la pompe.
- 11) Prendre la tubulure sur le dessus de la boîte et l'insérer sur l'ouverture latérale de la fiole.
- 12) Ouvrir la valve sur la boîte à gaz.
- 13) Démarrer la pompe et retirer l'air de la boîte jusqu'à ce qu'elle soit de niveau avec l'eau dans l'étang.
Attention, toujours garder un œil sur la fiole pour s'assurer qu'il n'y a pas d'eau qui s'infiltre. S'il y a de l'eau, arrêter immédiatement la pompe.
- 14) Attacher la boîte avec les cordes de chaque côté.
- 15) Laisser le gaz s'accumuler dans la boîte pour que celle-ci se retrouve au-dessus du niveau d'eau dans l'étang.

K. Étapes à suivre pour la récupération du gaz

- 16) Détacher les cordes de la boîte.
- 17) Mesurer l'élévation de la boîte par rapport à l'eau à l'aide du gallon à mesurer.
- 18) Refaire les étapes 2 à 6. Vider un peu de gaz pour conditionner les tubulures avec le biogaz.
- 19) Arrêter la pompe et fermer la valve.
- 20) Installer le sac Tedlar à la sortie de la pompe à l'aide de la tubulure.

- 21) Remplir le sac Tedlar de biogaz. Une fois plein, fermer la pompe détacher le sac de la pompe.
- 22) S'assurer que la valve du sac est bien fermée pour ne pas que le gaz s'échappe.
- 23) Répéter les étapes 5 et 6 pour vider la boîte.
- 24) Replacer la boîte à un nouveau point d'échantillonnage et recommencer les étapes de la section B.
- 25) Retourner l'analyseur de gaz au CNETE.

L. Étapes à suivre pour la caractérisation du gaz avec le Sewerin

****Toujours faire la caractérisation du gaz dans un endroit bien aéré****

- 26) Contacter Jean-François Lemay du CNETE (jflemay@collegeshawinigan.qc.ca) et/ou Patrik Quessy (pquessy@collegeshawinigan.qc.ca) pour réserver l'analyseur de gaz (Sewerin). Contacter au minimum 1 journée à l'avance. La location se fait pour 1 journée seulement, pour éviter des frais de location trop élevés.
- 27) Aller chercher le Sewerin au CNETE : 2263 Avenue du Collège, Shawinigan, QC.
- 28) Ouvrir l'appareil.
- 29) Installer le sac Tedlar sur l'ouverture latérale du Sewerin avec la tubulure.
- 30) Attendre que les concentrations se stabilisent sur l'appareil (environ 1 minute).
- 31) Noter la proportion de CH₄, CO₂, O₂ et la concentration de H₂S mesurées par l'appareil.
- 32) Vider le sac Tedlar.
- 33) Retourner l'analyseur de gaz à Patrik Quessy au CNETE.