

Suivi, compréhension et modélisation d'une technologie à biofilm pour l'augmentation de la capacité des étangs aérés

Thèse

Bernard Patry

Sous la direction de :

Peter Vanrolleghem, directeur de recherche
Paul Lessard, codirecteur de recherche

Résumé

Les étangs aérys (EA) représentent une technologie de traitement des eaux usées très répandue dans les petites communautés du Canada et des États-Unis. Au Québec, c'est plus des deux tiers des stations qui sont de ce type. Parmi les stations de petite taille (débit annuel moyen <2500 m³/d), cette proportion monte à 85%. Avec, d'une part, l'évolution de la réglementation qui impose des normes de rejet de plus en plus strictes pour les stations de traitement et, d'autre part, la croissance des communautés desservies, la mise à niveau d'un grand nombre d'EA est nécessaire.

Une des solutions pour l'augmentation de la capacité des EA est d'ajouter un support bactérien fixe au sein des étangs pour augmenter le temps de rétention de la biomasse ainsi que leur concentration. Cette solution est exploitée par l'entreprise Bionest qui a développé la technologie KAMAK™ dont l'idée principale est d'ajouter un support bactérien fixe au sein de colonnes aérees installées directement dans les étangs. Le KAMAK™ complet est formé d'une alternance de zones de sédimentation (3) et de séries de colonnes formant des réacteurs à biofilm (2). Ce type de technologie peu documenté a fait l'objet du projet de recherche dont il est question dans cette thèse.

Une stratégie de suivi en continu de la qualité de l'eau a été déployée sur un système KAMAK™ pleine échelle installé – pour simuler une situation de surcharge – dans une portion des EA de la petite municipalité de Grandes-Piles (415 habitants). Ce suivi a permis de gagner de l'expérience quant à l'installation, l'exploitation et l'entretien de stations de mesure dans un contexte de petit système sans opération quotidienne et, bien sûr, de récolter des données permettant d'évaluer les performances du système à l'étude. Une procédure de traitement des données a été développée pour passer des données brutes à des données plus facilement interprétables et à des fichiers d'entrée pour la modélisation.

L'analyse des performances a principalement été orientée sur les défis identifiés pour le système, soit la nitrification et l'enlèvement des matières en suspension (MES). Pour la nitrification, les données ont montré que le système permet une nitrification saisonnière (à température chaude) prolongée par rapport à un étang aéré typique, et ce, même si le système est exposé à une forte charge organique. La prolongation de la période de nitrification d'environ un mois a été observée en automne, à la fin de la période optimale de nitrification. Pendant cette période, un événement temporaire de perte de nitrification a cependant été expérimenté. L'explication proposée pour cet événement concerne l'enlèvement des MES. Une présence importante de MES dans le système a en effet été corrélée avec cet événement.

Le suivi de l'accumulation des solides et de leur digestion a fourni des explications pour les variations de performance d'enlèvement des MES. Un suivi de l'évolution des hauteurs de sédiments, de leurs

caractéristiques et de la production de gaz associée à leur digestion a été réalisé. Ce suivi a montré que les conditions de forte charge appliquées au système sont associées à une accumulation hivernale des sédiments suivie d'une activité significative de digestion anaérobie pendant la période estivale. Cette digestion entraîne une production de biogaz pouvant causer la remise en suspension de sédiments. Ce phénomène a été utilisé pour expliquer l'augmentation momentanée des concentrations en MES et la perte temporaire de nitrification pendant l'été. Dans le cas de la nitrification, un attachement accru de MES au biofilm est associé à une pénétration plus faible de l'oxygène qui entraîne une baisse d'activité des bactéries nitrifiantes.

Dans le but de comprendre de manière globale les performances du système et de vérifier les explications présentées pour les baisses momentanées de performance, un modèle mathématique a été développé. Ce modèle a permis de mettre en lumière la complexité de la nitrification saisonnière et d'illustrer les liens existants entre les processus actifs au sein du système. Des fonctionnalités innovantes ont été intégrées au modèle pour décrire la remise en suspension de sédiments et l'influence de la température sur les bactéries autotrophes. Ces dernières ont été divisées en deux groupes pour décrire adéquatement les performances de nitrification. Le modèle a finalement été utilisé pour évaluer l'impact de stratégies opérationnelles et de modifications de configuration sur les performances du système.

Abstract

Aerated lagoon (AL) systems are widely used for wastewater treatment in small communities of Canada and the United States. In the province of Québec, for example, more than two thirds of all plants are of this type. Among the plants classified as small or very small (yearly average flowrate below 2500 m³/d), this fraction rises to 85%. With, on the one hand, the evolution of regulations imposing increasingly strict discharge standards for treatment plants and with, on the other hand, the growth of the served communities, the upgrading of many AL type plants is becoming a necessity.

One of the solutions put forward for increasing the capacity of AL is to add a fixed biofilm support within the lagoons to increase the biomass retention time as well as their concentration. This solution has been adopted by the Quebec company Bionest by developing the KAMAK™ technology. The main idea of the KAMAK™ is to add a fixed bacterial support within aerated columns installed directly in the lagoons. These columns, installed in series, form biofilm reactors within the lagoons. The complete KAMAK™ system consists of an alternation of sedimentation zones (3) and biofilm reactors (2). This thesis aims at increasing the knowledge of this type of technology which was poorly documented so far.

An online water quality monitoring strategy was deployed on a full-scale KAMAK™ system installed in a portion – to simulate an overload situation – of the AL of the small Quebec municipality of Grandes-Piles (415 inhabitants). This high-frequency monitoring made it possible to gain an understanding regarding the installation, operation and maintenance of automated monitoring stations in the context of a small system without day-to-day operation and, of course, to collect data to objectively assess the performance of the studied system. A data treatment procedure was developed to transform raw data into more easily interpretable data and, ultimately, into input files for process modelling.

Interpretation of the monitoring data allowed assessing the performance of the technology. The performance analysis focused on the main challenges identified for the system, namely nitrification and total suspended solids (TSS) removal. For nitrification, the data have shown that the system allows extended seasonal (at warm temperature) nitrification compared to typical AL systems (suspended growth), and even with the system being exposed to higher organic loading rates. The extension was mainly observed in the fall, at the end of the optimal nitrification period. However, during the summer period, a temporary nitrification loss event was experienced. The explanation for this event is connected to the second challenge: TSS removal. Indeed, TSS present in the system was correlated with this event and with the operating temperature.

Monitoring of solids accumulation and sediment digestion helped identify potential causes for the poor TSS removal performance in this period. The evolution of sediment height, sediment characteristics and gas

production associated with their digestion, was monitored in parallel to the monitoring of water quality. It showed that the high loading rate conditions applied to the system are associated with sediment accumulation during winter followed by their anaerobic digestion during the summer period. The resulting production of biogas caused sediment resuspension. This resuspension phenomenon has been used to explain the momentary deterioration in effluent quality in terms of TSS and ammonia during the summer period. Regarding nitrification, an increased attachment of TSS to the biofilm, associated with a lower penetration of oxygen, led to a decrease in the activity of the nitrifying bacteria.

In order to understand the performance of the system in a comprehensive manner and to validate the presented explanations for the momentary deterioration of performance, a mathematical model was developed to describe the complete system. The modelling work highlighted the complexity of the nitrification performance dynamics and illustrates, in an integrated manner, the existing links between the different active processes within the system. Innovative features were integrated in the model to describe the resuspension of sediment and the influence of temperature on autotrophic bacteria. Two groups of autotrophic bacteria had to be considered in the model to adequately describe the observed nitrification performance. The model was finally used to assess the impact of new operational strategies and configuration changes on the performance of the system.

Table des matières

Résumé	ii
Abstract	iv
Table des matières	vi
Liste des figures	xi
Liste des tableaux	xv
Liste des abréviations	xvii
Remerciements	xx
Avant-propos	xxii
Introduction générale	1
Contexte historique et législatif	1
Contexte technologique	3
Problématique spécifique et structure de la thèse	4
1 Revue de la littérature	5
1.1 Les étangs pour le traitement des eaux usées	5
1.1.1 Les types d'étangs	5
1.1.2 Conception des étangs	7
1.1.3 Géométrie et comportement hydraulique des étangs	9
1.1.4 Nitrification dans les étangs	11
1.1.5 Sédimentation au sein des étangs	12
1.1.6 Gestion et activité des boues dans les systèmes de type étang	12
1.2 Augmentation de la capacité des EAF	15
1.2.1 Cultures libres	15
1.2.2 Cultures fixées	18
1.3 Modélisation des processus clés s'opérant au sein des EAF à capacité augmentée avec biofilm	26
1.3.1 Approches générales de modélisation des biofilms	27
1.3.2 Dégradation de la matière organique et dénitrification	32
1.3.3 Nitrification	33
1.3.4 Sédimentation	34
1.3.5 Activité des boues	35
2 Objectifs	38
3 Méthodologie générale	39

3.1	Site expérimental de Grandes-Piles.....	39
3.1.1	Le bassin versant.....	39
3.1.2	Système original de traitement des eaux usées de Grandes-Piles.....	40
3.2	Le système KAMAK ^{MC}	40
3.2.1	Description générale.....	40
3.2.2	Le cas d'étude de Grandes-Piles.....	42
3.3	Mesure du débit.....	44
3.4	Hydraulique du système.....	44
3.4.1	Essai au traceur.....	44
3.4.2	Modélisation.....	46
3.5	Suivi en continu de la qualité de l'eau.....	47
3.5.1	Stations de mesure en continu.....	47
3.5.2	Procédure de maintenance.....	50
3.5.3	Traitement des données.....	51
3.6	Suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau.....	52
3.7	Suivi de l'accumulation des sédiments et de leur digestion.....	53
3.7.1	Hauteur des sédiments.....	53
3.7.2	Composition et propriétés des sédiments.....	55
3.7.3	Production de biogaz.....	56
3.8	Mesures des propriétés du biofilm.....	58
3.8.1	Épaisseur et densité sèche d'échantillons de biofilm.....	58
3.8.2	Épaisseur moyenne de biofilm mesurée in-situ.....	59
3.9	Données météorologiques.....	60
3.10	Modélisation.....	61
4	Online monitoring of water quality at a small community wastewater treatment plant: achieving good quality data sets for long periods.....	63
4.1	Introduction.....	63
4.2	Methodology.....	64
4.2.1	The experimental site.....	64
4.2.2	The monitoring stations and complementary equipment.....	65
4.2.3	Starting point for maintenance and data validation procedure.....	67
4.2.4	Validation data.....	68
4.3	Results and discussion.....	68

4.3.1	A viable maintenance procedure	68
4.3.2	The collected data.....	73
4.4	Conclusion	77
5	Particulate matter accumulation and digestion in a biofilm-enhanced highly loaded aerated lagoon	78
5.1	Introduction	78
5.2	Methodology	80
5.2.1	Experimental site and studied system	80
5.2.2	Sediment heights and characteristics.....	80
5.2.3	Water quality and operating parameters	81
5.2.4	In-situ biogas production and composition.....	81
5.2.5	Biomethane potential tests (BMP)	82
5.3	Results and discussion.....	83
5.3.1	Influent composition, loading rates and operating conditions	83
5.3.2	Evolution of sediment height and composition.....	86
5.3.3	In-situ biogas production and BMP.....	90
5.3.4	Impact of sediment accumulation and digestion on the system's performance.....	93
5.4	Conclusion	94
6	Nitrification in a biofilm-enhanced highly loaded aerated lagoon	95
6.1	Résumé.....	95
6.2	Abstract.....	95
6.3	Introduction	96
6.4	Methodology	97
6.4.1	Experimental site and studied system	97
6.4.2	Water quality monitoring.....	98
6.4.3	Biofilm monitoring	99
6.4.4	Modelling.....	99
6.5	Results and discussion.....	100
6.5.1	System hydraulic behavior	100
6.5.2	Influent composition, loading rates, and organic matter removal	100
6.5.3	Nitrification and nitrogen fractionation	101
6.5.4	Viability of the biofilm-enhanced lagoon.....	105
6.6	Conclusion	106
6.7	Acknowledgments	107

7	De la collecte de données aux fichiers d'entrée pour la modélisation : méthodologie et résultats du traitement des données	108
7.1	Introduction	108
7.2	Remplacement de données de débits.....	109
7.3	Données de qualité de l'eau	112
7.3.1	Prétraitement des données	112
7.3.2	Détection des valeurs aberrantes et des fautes de capteurs	113
7.3.3	Séries de données de capteurs redondants	114
7.3.4	Données de température.....	115
7.3.5	Remplissage des trous dans les séries de données d'affluent	116
7.3.6	Fractionnement de l'affluent	121
8	Modélisation de l'hydraulique d'un étang aéré à capacité augmentée à l'aide de la technologie à biofilm KAMAK ^{MC}	124
8.1	Introduction	124
8.2	Résultats du premier essai au traceur et modélisation	124
8.3	Résultats du 2 ^e essai au traceur et validation du modèle	129
8.4	Conclusion	130
9	Development of a comprehensive model to support hypotheses concerning the long-term performance of a biofilm-enhanced aerated lagoon	131
9.1	Introduction	131
9.2	Modelling objectives.....	132
9.3	Description of the model	132
9.3.1	Complete model layout.....	132
9.3.2	Biofilm reactor model.....	134
9.3.3	Sedimentation zone model	143
9.4	Modelling results.....	146
9.4.1	Modelling the seasonal nitrification start and loss	146
9.4.2	Modelling the summer nitrification loss episode	149
9.5	Conclusion	153
10	Scenario analysis using the complete model of a biofilm-enhanced aerated lagoon.....	155
10.1	Introduction	155
10.2	Sediment removal at the end of the winter period	155
10.3	Improved biofilm thickness control	158
10.4	Modified hydraulics.....	159

10.5	Modified reactor configuration	161
10.5.1	Removing RX2	161
10.5.2	Doubling the available biofilm support media surface area in RX2	162
	Conclusion générale	165
	Bibliographie.....	169
Annexe A :	Traitement des données de débit.....	181
Annexe B :	Protocole pour la mesure des hauteurs de boues au sein de la filière KAMAK ^{MC} de Grandes-Piles (méthode indirecte).....	185
A.	Matériel nécessaire.....	185
B.	Étapes à suivre.....	185
C.	Fiche de suivi des hauteurs de boues	186
Annexe C :	Protocole pour la mesure du biogaz sur l'étang (volume et composition)	187
A.	Matériel nécessaire.....	187
B.	Étapes à suivre pour l'installation de la boîte	187
C.	Étapes à suivre pour la récupération du gaz	187
D.	Étapes à suivre pour la caractérisation du gaz	188
Annexe D :	Protocole pour la mesure indirecte de l'épaisseur du biofilm et de sa densité sèche	189
A.	Matériel nécessaire.....	189
B.	Étapes à suivre.....	189
C.	Calculs	190

Liste des figures

Figure 1.1 : Vue en plan d'un système de type EAF typique à 2 cellules (adapté de MELCC (2010))	6
Figure 1.2 : Effet simulé de la bioaugmentation sur l'azote ammoniacal à l'effluent d'un EAF (adapté de Houweling et al. (2008))	18
Figure 1.3 : Schématisation d'un RSBF avec (a) support de type K5 en configuration (b) aérobie et (c) anoxie/anaérobie (adapté de Bassin et Dezotti (2018) et Ødegaard (2006))	19
Figure 1.4 : Taux d'enlèvement d'azote ammoniacal à 15°C en fonction de la concentration en OD et de la charge organique (adapté de Hem et al. (1994))	20
Figure 1.5 : Taux d'enlèvement d'azote ammoniacal dans un RSBF opérant à 1°C en aval d'un EAF (adapté de Young et al. (2016))	21
Figure 1.6 : RSBF Bio ² Bloc [®] pouvant être intégré au sein d'EAF (FBC Technologies, 2004)	21
Figure 1.7 : Schématisation d'un (a) système Bionest typique incluant (b) le support bactérien BIONEST ^{MD} (adapté de Bionest (2011))	24
Figure 1.8 : Taux de nitrification en fonction de la charge en azote ammoniacal (adapté de Boutet et al. (2018))	26
Figure 1.9 : Simulation du (a) profil d'oxygène et de la (b) distribution des espèces dans un biofilm hétérotrophe/autotrophe (adapté de Horn et Hempel (1997))	29
Figure 1.10 : Six scénarios possibles de (a) pénétration dans le biofilm des différents substrats et de fractions actives résultantes pour les biomasses autotrophes, hétérotrophes en conditions aérobie et hétérotrophes en conditions anoxie (adapté de Rauch et al. (1999))	31
Figure 1.11 : Flux de la DCO utilisé dans le modèle ADM1 à partir de matière particulaire composite (adapté de Batstone et al. (2002))	36
Figure 3.1 : Localisation géographique de la municipalité de Grandes-Piles, QC, Canada	39
Figure 3.2 : Diagramme de procédé du système KAMAK ^{MC} (adapté de MELCC (2017))	41
Figure 3.3 : Vue générale du système KAMAK ^{MC} de Grandes-Piles	42
Figure 3.4 : Système KAMAK ^{MC} de Grandes-Piles avec (a) le support bactérien BIONEST ^{MD} , (b) les colonnes flottantes, (c) les réacteurs à biofilm RX1 et RX2, (d) les zones de sédimentation CL1, CL2 et CL3, et (e) le diagramme d'écoulement	43
Figure 3.5 : Diagramme de procédé du système expérimental de Grandes-Piles	43
Figure 3.6 : Ligne du temps montrant les suivis effectués sur le système expérimental entre avril 2015 et juillet 2018	44
Figure 3.7 : Points d'échantillonnage pour l'essai au traceur	45
Figure 3.8 : Station de mesure RSM30 de Primodal Systems	47
Figure 3.9 : Points de mesure en continu à l'aide de capteurs en ligne	47
Figure 3.10 : Bassin d'affluent et supports pour capteurs en ligne	48
Figure 3.11 : Installation pour le suivi en continu de la qualité de l'effluent	49

Figure 3.12 : Installation pour le suivi en continu des MES à la sortie des RX.....	49
Figure 3.13 : Points d'échantillonnage pour le suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau	52
Figure 3.14 : Opérateur en action lors d'une mesure de hauteur de sédiments à l'aide d'une jauge à boues ...	54
Figure 3.15 : Points de mesure de la hauteur de boues	54
Figure 3.16 : Opérateur en action lors d'une mesure de hauteur de sédiments à l'aide d'un échosondeur numérique.....	55
Figure 3.17 : Chambre flottante utilisée pour la collecte de biogaz	56
Figure 3.18 : Cages identifiées pour l'échantillonnage de biofilm.....	58
Figure 3.19 : Grue utilisée pour mesurer la masse des cages colonisées.....	59
Figure 3.20 : Localisation des stations météorologiques à proximité du système expérimental	61
Figure 4.1: KAMAK™ system, flow diagram, monitoring points and high-frequency monitoring stations	65
Figure 4.2: Example of control chart used for sensor diagnosis and validation of NH ₄ -N data	69
Figure 4.3: Examples of (a) sensor fault detection and (b) real peak based on redundant influent TSS measurements	70
Figure 4.4: Case study during the winter period	71
Figure 4.5: Overview of the monitoring stations maintenance procedure	72
Figure 4.6: Examples of accepted and filtered high-frequency data sets presented in comparison with laboratory data	74
Figure 4.7: (a) Flowrate and (b) high-frequency measurements of the TSS concentration (influent and effluent of the KAMAK™ system) during two snow melting and rain events	76
Figure 4.8: High-frequency measurements of the TSS concentration at the outlet of biofilm reactor 1	77
Figure 5.1: Floating hood for gas collection	82
Figure 5.2: Evolution over time of (a) average water temperature in the CLs and average sediment height in (b) CL1, (c) CL2 and (d) CL3 with the error bars corresponding to the standard deviations	87
Figure 5.3: Evolution over time of the sediment distribution in the sedimentation zones	88
Figure 5.4: Evolution over a year of the sediment VS/TS ratio.....	89
Figure 5.5: Evolution over time of the biogas production rate measured on all three CLs.....	90
Figure 5.6: (a) BMP values and (b) maximum CH ₄ production rates as a function of temperature for each CL. The error bars represent the standard deviations and the dashed lines are modelling results using the Arrhenius equation with θ equal to 1.1	92
Figure 6.1: Effluent (a) temperature, (b) ammonia and nitrates over the one-year monitored period.....	102
Figure 6.2: Biofilm detachment dynamics and biofilm characteristics in RX1 (a) before and (b) during the nitrification loss episode	103
Figure 6.3: Average nitrogen fractionation for the influent and the effluent (a) during the cold period and (b) the warm period (omitting the nitrification loss episode).....	104

Figure 6.4: Comparison of the KAMAK™ nitrification performance with simulated performance for a suspended biomass system and the measured performance of the original lagoon without biofilm enhancement	105
Figure 6.5: Effect of (a) effluent pH on (b) percent NH ₃ relative to TAN concentration	107
Figure 7.1 : Aperçu de la méthodologie de traitement des données à haute fréquence	109
Figure 7.2 : Débits d'affluent mesurés (séquences de pompage) et débits tamponnés calculés	110
Figure 7.3 : Série de débits bruts (séquences de pompage) incluant des données erronées	110
Figure 7.4 : Variation des débit journaliers pendant une année	111
Figure 7.5 : Patrons journaliers moyens de semaine et de fin de semaine utilisés pour le remplacement de données	111
Figure 7.6 : Série de débits incluant des données erronées et données de remplacement	111
Figure 7.7 : Exemple de corrélation utilisée pour le prétraitement des données de NH ₄ -N collectées à l'affluent du système à l'étude	112
Figure 7.8 : Exemple de détection de données aberrantes et de lissage des données acceptées pour une série de données de NH ₄ -N mesurées à l'effluent du système à l'étude	113
Figure 7.9 : Comparaison des températures mesurées en continu à l'affluent, à l'effluent et ponctuellement dans CL1	115
Figure 7.10 : (a) Débits et concentrations en MES lors d'un événements de pluie et (b) courbe M(V) associée	117
Figure 7.11 : Multiples courbes M(V) représentant des événements de pluie observées à l'affluent du système à l'étude	118
Figure 7.12 : (a) Exemple de génération de patron journalier médian temps sec pour la charge en MES et (b) comparaison de deux patrons journaliers médians de charge en MES représentant la semaine et la fin de semaine en période froide	119
Figure 7.13 : Exemple de tendance annuelle pour la charge journalière en MES	120
Figure 7.14 : Exemples de remplissage de trous dans les données de charge en MES à l'aide des patrons médians temps sec	120
Figure 7.15 : (a) Comparaison des patrons types générés pour le remplissage avec les patrons réels en temps sec et (b) en temps de pluie (exemples de sous-estimation)	121
Figure 8.1 : Concentrations de traceur en fonction du temps pour les trois points échantillonnés et les débits durant l'essai	125
Figure 8.2 : Modèle hydraulique incluant les trois premières zones du KAMAK ^{MC} (CL1, RX1 et CL2) et zones réelles associées	126
Figure 8.3 : Résultats de simulation obtenus en utilisant le modèle hydraulique incluant CL1, RX1 et CL2	127
Figure 8.4 : Résultats de simulation obtenus en utilisant un modèle hydraulique composé d'un seul bassin complètement mélangé	127
Figure 8.5 : Modèle hydraulique final et zones réelles associées	128
Figure 8.6 : Résultats de simulation obtenus en utilisant le modèle hydraulique final	128

Figure 8.7 : Exemple de configuration testée pour simuler un chemin préférentiel pour l'écoulement dans une zone du KAMAK ^{MC}	129
Figure 8.8 : Modèle hydraulique final et paramètres calibrés pour les recirculations.....	129
Figure 8.9 : Résultats de simulation obtenus pour le 2 ^e essai au traceur (validation) en utilisant le modèle hydraulique final	130
Figure 9.1: Complete KAMAK TM system model layout in WEST	133
Figure 9.2: Example of the modified temperature dependency function (with $\theta = 1,07$, $n = 10$, $K_T = 3.5^\circ\text{C}$ and $T_{ref.} = 20^\circ\text{C}$) compared to the typical Arrhenius function and the sigmoidal function	136
Figure 9.3: Modelled sediment heights compared to measurements (example of CL3)	144
Figure 9.4: Modelled effluent NH ₄ -N compared to measurements considering only the slow-growing autotrophic bacteria group	147
Figure 9.5: Modelled (a) effluent NH ₄ -N considering the two groups of autotrophic bacteria compared to measurements and modelled (b) autotrophic bacteria (X _{BA}) concentration in the two biofilm reactors.....	147
Figure 9.6: Growth rate for the two groups of autotrophic bacteria as function of temperature	148
Figure 9.7: Modelled effluent NH ₄ -N compared to measurements considering only the fast-growing autotrophic bacteria group with different initial concentrations	148
Figure 9.8: Modelled gas production compared to measurements	150
Figure 9.9: Modelled effluent TSS compared to measurements	150
Figure 9.10: Modelled (a) biofilm thickness (RX1 and RX2) and (b) biofilm composition (RX1).....	151
Figure 9.11: Modelled penetration of DO into the biofilm with and without the effect of sediment resuspension on the characteristics of the biofilm (example of RX1)	152
Figure 9.12: Colonized biofilm support media with presence of red worms	153
Figure 10.1: Modelled sediment height evolution in the 3 sedimentation zones considering a removal operation mid-April.....	156
Figure 10.2: Modelled effluent TSS for the scenario with a mid-April sediment removal operation compared to the model results for the base scenario.....	156
Figure 10.3: Modelled effluent NH ₄ -N for the scenario with a mid-April sediment removal operation compared to the model results for the base scenario	157
Figure 10.4: Modelled effluent NH ₄ -N for the scenario with an improved biofilm thickness control compared to the model results for the base scenario.....	158
Figure 10.5: Modelled biofilm thickness for the scenario with an improved biofilm thickness control	159
Figure 10.6: KAMAK TM system model layout in WEST for the modified hydraulics scenario	159
Figure 10.7: Modelled NH ₄ -N profile within the system for (a) the scenario without recirculation flows and (b) the base scenario	160
Figure 10.8: Modelled effluent NH ₄ -N for the scenario without recirculation flows compared to the model results for the base scenario	160

Figure 10.9: Modelled effluent sCOD for the scenario without recirculation flows compared to the model results for the base scenario	161
Figure 10.10: Modelled effluent NH ₄ -N for the scenario excluding RX2 biofilm compared to the model results for the base scenario	162
Figure 10.11: Modelled autotrophic bacteria concentrations for the scenario with increased biofilm support area in RX2 compared to the model results for the base scenario	162
Figure 10.12: Modelled effluent NH ₄ -N for the scenario with increased biofilm support area in RX2 compared to the model results for the base scenario (whole modelled period in (a) and zoom in September in (b))	163
Figure 10.13: Modelled RX2 biofilm thickness for the scenario with increased biofilm support area in RX2 compared to the base scenario	163
Figure A.1 : Débits (Q) d'affluent mesurés et débits d'effluent calculés en considérant le déversoir circulaire à la sortie des étangs	181
Figure A.2 : Débits (Q) d'affluent mesurés, débits d'effluent calculés et débits traités (moyennes mobiles)....	183
Figure A.3 : Débits (Q) mesurés, calculés et traités pendant une période incluant du temps de pluie	183
Figure A.4 : Série temporelle de débits (Q) lissés par moyennes mobiles	184

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Constantes cinétiques de dégradation de la DBO ₅ C à 20°C (k) typiques pour les étangs	7
Tableau 1.2 : Valeurs typiques de paramètres cinétiques pour les cultures libres à pH neutre (Henze et al., 2000)	11
Tableau 1.3 : Fréquences suggérées de vidange des boues accumulées dans les EAF (Narasiah et al., 1990)	14
Tableau 1.4 : Taux de production et composition de biogaz pour des systèmes de type étang	14
Tableau 1.5 : Exemples de modèles 1D pseudo-analytiques de biofilm multi-espèces (Wanner et al. (2006))	28
Tableau 3.1 : Dimensions et TRH moyen de l'étang original, du système KAMAK ^{MC} et de ses parties	43
Tableau 3.2 : Variables mesurées et capteurs utilisés pour le suivi en continu de la qualité de l'eau	48
Tableau 3.3 : Variables mesurées et méthodes utilisées pour le suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau	52
Tableau 3.4 : Sous-modèles disponibles dans WEST utilisés pour la modélisation complète du système.....	62
Table 4.1: Sensors included in the water quality monitoring stations	66
Table 4.2: Data loss quantified for each of the collected time series	75
Table 5.1: BMP test conditions	83
Table 5.2: Influent composition and average loading rates	84
Table 5.3: Average operating conditions and sediment characteristics	85
Table 5.4: Composition of the captured biogas	91

Table 6.1: Sensors included in the water quality monitoring stations	99
Table 6.2: Average daily influent composition and loading rates for the one-year monitored period.....	101
Tableau 7.1 : Fractionnement de l'affluent	122
Tableau 8.1 : Critères d'optimisation (RMSD) obtenus après calibration du modèle hydraulique final	129
Table 9.1: Parameters used in the sub-models (settlers, digesters and biofilm reactors) of the complete biofilm-enhanced aerated lagoon model	139

Liste des abréviations

Abréviation	Expression au long
1D	Une dimension
2D	Deux dimensions
3D	Trois dimensions
ABS	Acrylonitrile butadiène styrène
ACQE	Association canadienne sur la qualité de l'eau
ADM1	« Anaerobic digestion model 1 »
AGV	Acide gras volatil
AL	« Aerated lagoon »
APHA	« American Public Health Association »
AS	« Activated sludge »
ASM	« Activated sludge model »
ASM1	« Activated sludge model 1 »
AWWA	« American Water Works Association »
BA	Boues activées
BCM	Bassin complètement mélangé
BMP	« Biomethane potential »
CBOD ₅	« Carbonaceous 5-day biochemical oxygen demand »
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement (« Canadian Council of Ministers of the Environment »)
CFD	« Computational fluid dynamics »
CL	Zone de clarification du KAMAK™
CL1	Zone de clarification 1 du KAMAK™
CL2	Zone de clarification 2 du KAMAK™
CL3	Zone de clarification 3 du KAMAK™
COD	« Chemical oxygen demand »
CRIBIQ	Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels au Québec
CSTR	« Continuous stirred-tank reactor »
CSV	« Comma-separated values »
DBO ₅ C	Demande biochimique en oxygène après 5 jours, portion carbonée
DBO ₅ Cs	Demande biochimique en oxygène après 5 jours, portion carbonée soluble
DCO	Demande chimique en oxygène

DCOs	Demande chimique en oxygène soluble
DCOt	Demande chimique en oxygène totale
DO	« Dissolved oxygen »
EA	Étang aéré
EACM	Étang aéré complètement mélangé
EAF	Étang aéré facultatif
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
ENAF	Étang non aéré facultatif
GHG	« Greenhouse gas »
GPS	« Global Positioning System »
GWP	« Global warming potential »
IP	« Internet protocol »
IWA	« International Water Association »
M(V)	Masse cumulative de polluants en fonction du volume cumulatif d'eau
MAMOT	Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire
MBBR	« Moving bed biofilm reactor »
MC	Modèle compartimenté
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MES	Matières en suspension
MFN	Mécanique des fluides numérique
MS	Méthode standard
MVES	Matières volatiles en suspension
MVESb	Matières volatiles en suspension biodégradable
MVESnb	Matières volatiles en suspension non biodégradable
n/a	« Not available »
NSERC	« National Sciences and Engineering Research Council of Canada »
NTK	Azote total Kjeldahl
OD	Oxygène dissous
PAEQ	Programme d'assainissement des eaux du Québec
PBM	Potentiel de biométhanisation
PC	« Personal computer »
RESAEU	Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées
RMSD	Racine de la moyenne des déviations au carré (« Root mean square deviation »)

ROMAEU	Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées
RSBF	Réacteur à support bactérien fluidisé
RX	Réacteur à biofilm du KAMAK™
RX1	Réacteur à biofilm 1 du KAMAK™
RX2	Réacteur à biofilm 2 du KAMAK™
SAGR ^{MD}	« Submerged Attached Growth Reactor »
SBF	Support bactérien fixe
sCOD	« Soluble chemical oxygen demand »
SD	« Standard deviation »
ST	Solides totaux
StaRRE	Station de récupération des ressources de l'eau
STV	Solides totaux volatils
SWWS	« Small Water and Wastewater Systems »
TAN	« Total ammonia nitrogen »
tCOD	« Total chemical oxygen demand »
TN	« Total nitrogen »
TRH	Temps de rétention hydraulique
TRS	Temps de rétention des solides
TS	« Total solids »
TSS	« Total suspended solids »
USEPA	« United States Environmental Protection Agency »
VFA	« Volatile fatty acid »
VS	« Volatile solids »
VSS	« Volatile suspended solids »
WEF	« Water Environment Federation »

Remerciements

La réalisation de cette thèse n'aurait pas été possible sans le support et l'implication directe ou indirecte de nombreuses personnes que je veux remercier ici.

Je tiens premièrement à remercier chaleureusement mon directeur de recherche, Peter Vanrolleghem ainsi que mon co-directeur, Paul Lessard. Peter, merci pour ton support inconditionnel. Tu as le don de stimuler tes troupes comme nul autre. Profiter des tes conseils, idées, commentaires, corrections, de ton humour et de ta passion débordante pendant les dernières années m'a très certainement fait grandir. Je suis très fier d'avoir fait partie de ton équipe. Merci ! Paul, merci de me conseiller et de me faire confiance depuis toutes ces années. Je sais déjà que je serai bientôt nostalgique des dernières années pendant lesquelles j'ai eu la chance de travailler à vos côtés et pu m'inspirer de vos nombreuses qualités : votre grande générosité, votre fin sens des priorités, et bien plus encore. Votre équilibre est inspirant. Merci !

Je veux deuxièmement remercier les partenaires industriels du projet de recherche à l'origine de cette thèse : Bionest et Primodal. Je veux plus spécifiquement remercier les nombreuses personnes travaillant pour ces entreprises qui ont participé de près ou de loin au projet. Merci à toute l'équipe de R&D de Bionest : Bastien, Coralie, Étienne, Félix, Martin, Pamela, Philie, Rafael, Serge et William. Votre apport, tant du point de vue scientifique que technique, a permis d'avoir des visées concrètes d'une grande importance pour le projet et d'accomplir de grandes choses que je n'aurais jamais pu accomplir seul. Merci aussi à John et Lina de Primodal. Vos interventions et votre aide a toujours été d'une grande valeur. Merci pour vos excellentes idées qui m'ont permis de résoudre des problèmes complexes et d'avancer. J'ai beaucoup appris en vous côtoyant.

Troisièmement, je voudrais remercier les membres de mon jury : Bernard Lavallée, Céline Vaneeckhaute et Robert Delatolla. Votre implication dans la révision et l'évaluation de cette thèse a permis d'en améliorer significativement la qualité. Merci !

Quatrièmement, je remercie le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, le Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels au Québec, CentrEau et l'Association des étudiants gradués en sciences et génie de l'Université Laval pour le soutien financier.

Cinquièmement, j'aimerais remercier mes collègues universitaires qui m'ont tant aidé, conseillé et inspiré tout au long de ce doctorat. Merci à mes collègues et amis de la meilleure équipe sur laquelle j'aurais pu tomber : modelEAU. Merci à Andreia, Asma, Christophe, Cyril, Elena, Feiyi, Françoise, Gamze, Jean-David, Jessy, Julia, Julie, Kamilia, Maryam, Leila, Maxine, Michele, Niels, Queralt, Rania, Romain, Sey-Hana, Sovanna, Sylvie, Thomas et tous les autres. Merci aussi à mes collègues d'autres équipes : Catherine, Samuel et Soureya. Les

pauses café et les longues discussions dans le bureau B ont été plus bénéfiques que vous ne le pensez ! Je tiens aussi à remercier spécialement Gabrielle qui a été une équipière hors pair. Merci pour les beaux moments passés en habit blanc au-dessus des étangs. Merci aussi aux stagiaires qui ont participé activement au projet : Clément, Guillaume, Lucile et Lyvai. Merci pour votre aide, mais aussi pour les moments de divertissement qui ont allégé le travail.

Sixièmement, merci à ma famille : Élyse, Gen et Jacques, à ma belle-famille : Denis, Fannie, Marielle, et Pierre-Luc, et à mes amis pour vos encouragements et votre appui qui me sont si chers.

Finalement, merci à Ge pour ces centaines de pages commentées et toutes ces bombes d'anxiété désamorçées. Tu m'as permis de garder un équilibre dans ma vie, ce qui, je le sais pertinemment, est essentiel pour que nos rêves comme cette thèse puissent se réaliser.

Avant-propos

La présente thèse est composée de 10 chapitres dont certains ont été rédigés en anglais et sous forme d'article scientifique dans le but de faciliter leur publication. Le chapitre 6 de cette thèse est d'ailleurs une transcription d'un article publié dans une revue scientifique internationale.

La référence complète de cet article est la suivante :

Patry, B., Lessard, P., & Vanrolleghem, P. A. (2019). Nitrification in a biofilm-enhanced highly loaded aerated lagoon. *Water Environment Research*, n/a(n/a). doi:10.1002/wer.1234

L'article a été soumis le 31 mai 2019, accepté par l'éditeur le 24 août 2019 et publié en ligne le 31 août 2019. Je suis l'auteur principal de cet article. Pour la production de ce dernier, j'ai pris part à la collecte, au traitement et à l'analyse des données ayant servi à générer les résultats qui y sont présentés. J'ai rédigé l'article et effectué les corrections sur la base des commentaires des réviseurs. Les co-auteurs, Peter Vanrolleghem et Paul Lessard, ont dirigé les travaux scientifiques, révisé le manuscrit en profondeur et pris part activement au processus de révision par les pairs.

Outre cette publication, les résultats décrits dans cette thèse ont fait l'objet de plusieurs présentations orales et de présentations par affiche dans des conférences scientifiques. Les références complètes de ces contributions sont les suivantes :

Patry, B., Lessard, P., Vanrolleghem, P. A. (2019). *Suivi, compréhension et modélisation d'un étang aéré à capacité augmentée avec la technologie à biofilm KAMAK^{MC}*. Présentation orale lors du Symposium sur la gestion de l'eau organisé par Réseau Environnement, Montréal, QC, Canada, 23 octobre 2019.

Patry, B., Lessard, P., Vanrolleghem, P. A. (2019). *Remplissage de séries temporelles d'affluent de StaRRE sur la base de données historiques*. Affiche présentée à la Journée québécoise des étudiants CentrEau, Québec, QC, Canada, 22 mars 2019.

Patry, B., Ridyard, G., Boutet, É., Lessard, P., Vanrolleghem, P. A. (2018) *Particulate matter accumulation and energy recovery potential in highly loaded enhanced aerated lagoons*. Présentation orale lors de l'IWA Ecotechnologies for Wastewater Treatment Conference, London, ON, Canada, 25-27 juin 2018.

Patry, B., Ridyard, G., Boutet, É., Lessard, P., Vanrolleghem, P. A. (2018) *kamEAU: Étude d'une technologie émergente de réacteur à biofilm pour l'augmentation de la capacité des étangs aérés*. Affiche présentée à la Journée québécoise des étudiants CentrEau, Longueuil, QC, Canada, 22 mars 2018.

Ridyard, G., Patry, B., Boutet, É., Lessard, P., Vanrolleghem, P. A. (2017) *Caractérisation des boues d'une filière de traitement des eaux usées municipales*. Présentation orale lors du Congrès de l'Est du Canada sur la qualité de l'eau de l'ACQE, Québec, QC, Canada, 19 mai 2017.

Introduction générale

Contexte historique et législatif

Au Québec, à la fin des années 1970, un vaste programme d'assainissement des eaux usées a été mis en place en réponse à la problématique de détérioration importante des cours d'eau de la portion méridionale de la province. Le programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) a permis de faire passer la proportion de la population desservie par un réseau d'égout qui bénéficie d'une station d'épuration de 2% en 1978 à 80% en 1995, à la fin du programme. À l'époque, cela portait le nombre d'ouvrages de traitement à environ 500 (Dartois & Daboval, 1999). En 2013, dans le cadre de l'évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement, c'est 811 stations qui ont été évaluées par le Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMOT, 2014) du Québec. Au cours de ce développement rapide du traitement des eaux usées québécoises, une technologie en particulier a été préférée : les étangs aérés (EA). 540 des 811 stations, soit 67% des ouvrages évalués par le MAMOT en 2013 étaient de type EA. Si on s'attarde au débit traité, cependant, la proportion attribuée aux étangs chute à 23% (MAMOT, 2014). La combinaison de ces statistiques permet de déduire que les stations de type EA sont principalement de petite taille et servent à traiter les eaux de petites communautés. On peut facilement comprendre que les EA représentent une option intéressante pour les petites communautés puisque leur principal avantage concerne leur opération qui nécessite beaucoup moins de main-d'œuvre qualifiée que l'opération des technologies conventionnelles comme le procédé à boues activées (BA) (Narasiah et al., 1990). En ajoutant à cela la disponibilité indéniable, à l'époque du PAEQ du moins, de terrain pour la construction d'ouvrages dans les régions québécoises, on s'explique facilement pourquoi les EA ont été si largement préférés.

Aujourd'hui, après en moyenne environ 23 ans d'opération si on considère les stations évaluées en 2013, une proportion importante des EA québécois nécessitent une mise à niveau (MAMOT, 2014). Cette mise à niveau est nécessaire, d'une part, parce que certaines installations sont surchargées ou sur le point de l'être en raison de la croissance des communautés qu'elles desservent, et d'autre part, parce que les normes de rejet applicables ont évolué et sont maintenant plus strictes. Pour ce qui est de la surcharge occasionnée par la croissance, selon les données de 2013 (Québec, 2015), 29% des EA sont alimentés par un débit qui dépasse leur débit de conception. Pour ce qui est de la charge organique, c'est 19% des EA dont la charge organique appliquée dépasse la charge de conception. Ces surcharges peuvent évidemment occasionner des épisodes de non-respect des exigences de rejet. D'autant plus qu'au Québec et dans le reste du Canada, depuis l'approbation par le Conseil canadien des ministres de l'environnement de la Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales (CCME, 2009), le contexte législatif a été uniformisé et il est maintenant plus rigide. Selon le Règlement canadien sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées (RESAEU, 2012) découlant de la Stratégie, l'effluent de toute station ne doit pas présenter des

concentrations moyennes (calculées sur une base mensuelle, trimestrielle ou annuelle dépendamment de la taille de la station) en matières en suspension (MES) et en demande biochimique en oxygène après 5 jours, portion carbonée (DBO₅C), supérieures à 25 g/m³. Et cela ne s'arrête pas là. Toujours selon le RESAEU, un effluent ne doit pas présenter de toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel et la concentration maximale d'azote ammoniacal non-ionisé (NH₃-N) dans l'effluent doit être inférieure à 1,25 g/m³, à 15°C. Au Québec, compte tenu du décret rendu en 2018, c'est le Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU, 2013) qui s'applique à tous les ouvrages municipaux québécois situés au sud du 54^e parallèle et dont le débit moyen annuel est supérieur à 10 m³/d. À la différence du règlement fédéral, aucune limite n'est fixée pour l'azote ammoniacal non-ionisé. Cependant, il est stipulé dans le ROMAEU que l'effluent des stations ne doit pas présenter de toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel, comme dans le règlement fédéral, mais également pour la daphnie ou les deux à la fois. Les deux règlements sont considérés comme équivalents puisque la présence de NH₃-N est sans contredit liée à la toxicité d'un effluent. Il est en effet admis que le maintien d'une concentration de NH₃-N sous la limite de 1,25 g/m³ est nécessaire pour qu'un effluent ne présente pas de toxicité aiguë (*Décret déclarant que le Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées ne s'applique pas au Québec*, 2018). Sur la base d'un calcul du potentiel toxique lié à la présence d'azote ammoniacal dans les effluents de stations (MELCC, 2011), les résultats compilés par le MAMOT (2014) démontrent clairement que les EA du Québec ne sont pas efficaces pour la nitrification. En effet, plus de 52% des EA suivis présentent un potentiel de toxicité considéré de niveau moyen (10 à 50% des analyses compilées dépassent la valeur considérée comme toxique) à élevé (plus de 50% des analyses compilées dépassent la valeur considérée comme toxique). Il convient cependant de spécifier que ces statistiques sont basées sur des données conservatrices représentant un risque de toxicité liée à la présence d'azote ammoniacal, et non la toxicité réelle (MELCC, 2020b). Malgré cette nuance, les résultats compilés par le MAMOT (2014) sont cohérents puisque les EA ne sont typiquement pas conçus spécifiquement pour la transformation des formes toxiques de l'azote (Metcalf & Eddy, 2003). La mise à niveau nécessaire pour assurer le respect des préoccupations actuelles et des normes qui en découlent constitue donc un défi d'ingénierie de taille.

Bien que la situation décrite ci-avant se base sur les données québécoises, le besoin de mise à niveau des EA n'est certainement pas exclusif au Québec. La situation peut, par exemple, probablement être extrapolée à l'échelle du Canada, des États-Unis et de l'Europe où on compte conjointement plusieurs milliers de stations de type étangs. En effet, plus de 1200 étangs sont en opération au Canada (Statistiques Canada, 2018), on en compte plus de 8000 aux États-Unis (USEPA, 2011), il y a environ 3000 systèmes de type étangs en Allemagne et plus de 2500 en France (Mara, 2009). Déjà, corroborant l'hypothèse de besoin de mise à niveau ailleurs qu'au Québec, des projets d'amélioration de stations ont été réalisés dans une optique de mise aux normes en Ontario au Canada (Lafond, 2009) et dans plusieurs états des États-Unis (WEF, 2018).

Contexte technologique

La simplicité de construction et d'opération faisant des EA une option intéressante pour les petites communautés, se transforme en désavantage lorsqu'il est question d'optimiser le procédé. Le concept des EA n'inclut ni recirculation des solides, ni vidange en continu des boues. Dans sa configuration conventionnelle, le procédé inclut donc peu de paramètres d'opération, ce qui limite grandement la flexibilité opérationnelle et les possibilités d'optimisation ou de contrôle. Il est également à noter que les équipements d'aération inclus dans les stations de type EA ne permettent généralement pas une aération complète, ni un mélange complet des bassins. C'est du moins le cas pour la majorité des EA québécois qui sont de type facultatif (EAF) (voir la section 1.1.1). Ces dernières caractéristiques complexifient l'étude de l'hydraulique des EA et conséquemment, des processus biologiques s'y opérant.

Pour ce qui est du potentiel de nitrification (transformation biologique de l'azote ammoniacal en nitrates) qui prend une grande importance lorsque la non-toxicité de l'effluent est visée, les EA ne sont généralement pas très performants. Le long temps de rétention hydraulique (TRH) qui les définit les rend sensibles aux variations saisonnières de la température de l'air qui gouverne la température de l'eau. Étant donné leur conception sans recirculation des boues, le TRH est égal au temps de rétention des solides (TRS) en suspension incluant la biomasse active dans les EA. Dépendamment de la situation géographique des EA (latitude et élévation), les conditions peuvent donc empêcher ou non le lessivage des organismes nitrifiants à croissance lente et, par le fait même, la nitrification. Cela fait en sorte que la nitrification n'est souvent que saisonnière et inconstante (Rich, 1999), ou quasi inexistante dans les régions habitées les plus froides du Canada (Baillargeon, 2013).

Dans les dernières années, le besoin de mise à niveau des EA a stimulé le développement de plusieurs solutions pour augmenter leur capacité. L'une des solutions consiste à ajouter un support bactérien au sein des EA pour permettre la croissance d'un biofilm et ainsi dissocier le TRS du TRH des EA. Cette solution se distingue par le fait qu'elle n'implique ni l'ajout de volume de réacteur, ni l'ajout de contraintes opérationnelles. Elle est particulièrement intéressante lorsque l'espace nécessaire pour envisager la construction d'étangs supplémentaires – qui constitue une solution peu onéreuse – n'est pas disponible. Cette solution est proposée, entre autres, par l'entreprise Bionest Technologies (Shawinigan, QC, Canada) qui a mis sur le marché le KAMAK^{MC}, en 2017. Le KAMAK^{MC} est une technologie utilisant un support bactérien fixe (SBF), autoportant et inerte. Une description plus approfondie de la technologie est faite à la section 3.2. Le concept actuel du KAMAK^{MC} est basé sur une série d'études à l'échelle pilote et à l'échelle réelle qui ont permis de quantifier le potentiel de l'ajout du support bactérien Bionest dans les EA. Une première étude a été réalisée, de 2011 à 2013, à l'échelle réelle dans le but de quantifier le potentiel de l'ajout du support pour la nitrification tertiaire dans des EA situés au nord du 47^e parallèle (Baillargeon, 2013). Les résultats de l'étude étaient prometteurs; le support a permis d'augmenter significativement la nitrification dans l'EA en comparaison avec les conditions

originales. Par la suite, de 2013 à 2015, deux études à l'échelle pilote ont été réalisées à des latitudes plus méridionales, à Grandes-Piles (QC), pour se pencher globalement sur la question des besoins d'augmentation de la capacité des EA. Les études portaient donc à la fois sur la nitrification et l'enlèvement de la pollution carbonée. D'une part, le potentiel d'enlèvement de la matière organique et de nitrification simultanés (Boutet et al., 2018) a été étudié en fonction des conditions de charges et de température. Cette étude a été réalisée pour définir les bases des critères de conception de la technologie KAMAK^{MC}. En parallèle, la séparation solide-liquide de l'effluent des systèmes à biofilm a été étudiée (Patry et al., 2018). L'étude a été réalisée dans les mêmes conditions d'opération et dans une optique de compréhension globale des aspects importants touchant la problématique d'augmentation de la capacité des EA. Ces études ont mené à l'élaboration d'une première version de la technologie KAMAK^{MC} et d'un premier prototype à échelle réelle installé en 2015 dans les EA de la municipalité de Grandes-Piles (QC).

Problématique spécifique et structure de la thèse

La technologie KAMAK^{MC} étant émergente comme les technologies comparables et la problématique qu'elles ciblent, peu de données existent pour comprendre les défis qui y sont rattachés et pour assurer sa viabilité à long-terme. Découlant de ce manque, il n'existe qu'une compréhension faible des interactions entre les multiples processus (voir la Section 1.3) qui définissent ce type de technologie. Cette compréhension, sur la base de données probantes, est nécessaire pour aider l'optimisation de la technologie et son acceptation.

Les différents chapitres de cette thèse tentent de nourrir cette compréhension et de fournir des pistes d'optimisation. Le chapitre 1 est consacré à la connaissance actuelle des EA conventionnels, à la revue des technologies existantes pour l'augmentation de la capacité de ces derniers et à la revue des processus s'y opérant et de leur modélisation. Au chapitre 2, les objectifs de recherche du projet sont énumérés et décrits. Le chapitre 3 porte sur la méthodologie générale employée pour atteindre les objectifs de recherche. Le chapitre 4, quant à lui, porte sur le suivi à haute fréquence des performances, de son utilité et de la procédure qui a été mise en place pour que des données valides soient récoltées sur le long-terme. Au chapitre 5, c'est le suivi de l'accumulation des solides et leurs impacts sur les performances de traitement qui sont décrits et analysés. Les performances de nitrification sont détaillées au chapitre 6. Le chapitre 7 détaille la procédure de traitement des données à haute fréquence. Finalement, les chapitres 8 à 10 portent sur l'utilisation d'outils de modélisation mathématique pour décrire de manière intégrée la technologie, pour vérifier des hypothèses concernant la compréhension des interactions entre les processus s'y opérant et pour analyser des scénarios d'optimisation de la technologie.

1 Revue de la littérature

1.1 Les étangs pour le traitement des eaux usées

1.1.1 Les types d'étangs

Les différents types d'étangs se distinguent principalement par leur mode d'aération, leur degré d'aération et leur degré de mélange. Les étangs sont dits aérés lorsqu'une aération mécanique permet l'oxygénation de l'eau tandis qu'ils sont qualifiés de non aérés lorsque l'aération se fait uniquement de manière naturelle par diffusion d'oxygène à la surface des étangs ou par photosynthèse (Grady et al., 2011). Pour ce qui est de l'aération mécanique des étangs, elle peut être réalisée au moyen d'aérateurs de surface ou encore de diffuseurs d'air installés au fond des bassins (Metcalf & Eddy, 2003; USEPA, 2011). L'énergie de brassage induite par l'aération mécanique peut, selon le dimensionnement des équipements, être suffisante ou non pour s'approcher d'un mélange hydraulique complet au sein des bassins (Delatolla & Babarutsi, 2005; Dorego & Leduc, 1996; Nameche & Vasel, 1998). Elle peut également permettre le maintien en suspension d'une portion ou de l'entièreté de la matière particulaire présente (Rich, 1999). Pour tous les types d'étangs, il n'y a généralement pas de recirculation des solides. Le TRS des solides en suspension peut donc être considéré comme égal au TRH des bassins (Metcalf & Eddy, 2003).

Dans le cas où l'énergie de brassage – induite par l'aération ou par un équipement de mélange distinct – n'est pas suffisante pour que le mélange soit complet au sein des étangs, on parle d'étangs aérés facultatifs (EAF) (MELCC, 2010). Au sein des EAF, seule une portion de la matière particulaire est maintenue en suspension. Une portion des solides sédimente et s'accumule dans la partie inférieure des bassins. Dans les zones des EAF où il y a accumulation de solides, le transport par diffusion (turbulente ou moléculaire) de l'oxygène dissous (OD) est insuffisant, ce qui entraîne l'apparition de conditions anaérobies (MELCC, 2010). La présence simultanée de conditions aérobies (portion supérieure) et de conditions anaérobies (portion inférieure) au sein d'un même bassin caractérise les EAF. Pour assurer un traitement adéquat incluant une clarification avant le rejet au milieu naturel des eaux traitées, les stations de type EAF sont normalement configurées en incluant une série de bassins aérés mécaniquement suivie d'un bassin ou d'une portion de bassin non-aéré pour favoriser la décantation. Un exemple de configuration typique de système de type EAF est présenté à la Figure 1.1.

Dans le cas où une aération mécanique est utilisée et que l'énergie de mélange est suffisante pour que toute la matière particulaire soit maintenue en suspension au sein des bassins, on parle d'étangs aérés complètement mélangés (EACM) (MELCC, 2010). Les conditions régnant au sein de ce type d'étangs s'apparentent à celles régnant au sein d'un réacteur à BA avec, théoriquement, des concentrations en solides et en composants solubles égales à la sortie du bassin et en tout point dans le réacteur. Pour qu'un abattement suffisant des

matières en suspension soit observé au sein des systèmes incluant des EACM, la configuration adoptée doit inclure au moins un bassin ou une portion de bassin non-aéré en aval du ou des bassins de type EACM (Rich, 1999). Ce type de configuration peut être mis en place comme concept original ou encore comme solution d'augmentation de la capacité d'EAF. Il sera question de cette dernière option à la Section 1.2.1.1.

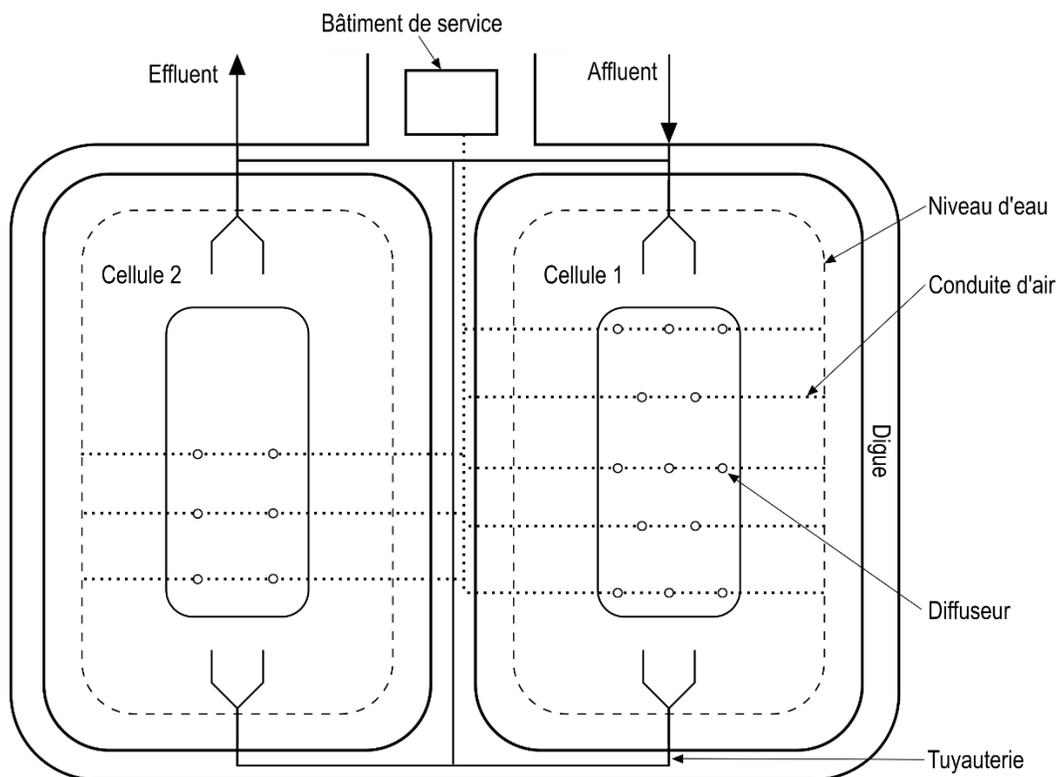


Figure 1.1 : Vue en plan d'un système de type EAF typique à 2 cellules (adapté de MELCC (2010))

Le dernier type d'étangs utilisé pour le traitement des eaux usées est le type non aéré facultatif (ENAF). Ce type est caractérisé par une aération partielle, comme dans le cas des EAF, mais cette fois sans équipement mécanique. Seule la diffusion de l'oxygène contenu dans l'atmosphère et l'activité photosynthétique des organismes présents dans l'étang permettent l'oxygénation de l'eau. Les mécanismes de diffusion et de photosynthèse n'étant généralement pas suffisant pour combler la demande en oxygène des eaux usées à traiter, un profil de concentration en OD se forme sur la profondeur des ENAF. Comme dans le cas des EAF, la zone aérobie des ENAF se limite à la couche supérieure tandis que la couche inférieure est anaérobie (Grady et al., 2011). Dans le cas des ENAF, cependant, la profondeur de la couche aérobie, tout comme la profondeur totale des bassins, est typiquement moindre (MELCC, 2010).

1.1.2 Conception des étangs

La conception des étangs, peu importe leur type, est typiquement réalisée sur la base de l'enlèvement de la DBO₅C soluble ou totale des eaux usées à traiter. Si des conditions environnementales adéquates pour la croissance microbienne (présence de nutriments, pH, etc.) sont respectées, l'enlèvement de la DBO₅C dans un étang est fonction du TRH, de la température d'opération, de la nature des eaux à traiter et de la concentration en biomasse active présente dans les bassins. Le taux d'enlèvement de la DBO₅C r_s (g/m³/d) peut être exprimé par l'équation suivante :

$$r_s = kS \quad \text{Équation 1.1}$$

où S (g/m³) est la concentration en DBO₅C et k (d⁻¹) la constante de dégradation incluant la concentration en biomasse. L'Équation 1.1, proposée par Eckenfelder et Ford (1970), est basée sur une hypothèse de cinétique d'ordre un pour l'enlèvement de la DBO₅Cs. Toutefois, la constante k peut, selon le guide de conception, représenter la constante cinétique pour l'enlèvement de la DBO₅C soluble (DBO₅Cs) ou de la DBO₅C totale. Dans le dernier cas, le paramètre k inclut les processus d'enlèvement de la fraction particulaire au sein des étangs, par exemple la sédimentation. Des valeurs typiques de constante cinétique k incluant ou non le particulaire sont présentées au Tableau 1.1. Si des hypothèses de mélange complet et de régime permanent sont ajoutées à l'hypothèse de dégradation selon une cinétique d'ordre 1, le bilan de masse autour de l'étang prend la forme suivante :

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{1}{1 + k\theta} \quad \text{Équation 1.2}$$

avec S_0 (g/m³) qui correspond à la concentration en DBO₅Cs à l'affluent, S_e (g/m³) à la concentration en DBO₅Cs à l'effluent et θ (d) au TRH. Évidemment, une des limites de ce modèle est que les deux hypothèses posées pour qu'il soit valide ne sont pas nécessairement vérifiées dans les systèmes réels (Eckenfelder & Ford, 1970).

Tableau 1.1 : Constantes cinétiques de dégradation de la DBO₅C à 20°C (k) typiques pour les étangs

Référence	Type d'étang	DBO ₅ C totale ou soluble	k (1/d)
Eckenfelder & Ford (1970)	EAF	Soluble	1,2
Metcalf and Eddy (2003)	ENAF	Totale	0,5 - 0,8
Metcalf and Eddy (2003)	EAF	Totale	0,5 - 1,5
MELCC (2010)	EAF	Totale	0,37
USEPA (2011)	EAF	Totale	0,276

Pour considérer l'influence de la température sur la constante de dégradation, la relation généralement utilisée est la relation de van't Hoff-Arrhenius (relation d'Arrhenius dans le reste du texte) :

$$k_2 = k_1 \cdot \exp\left(\frac{E(T_2 - T_1)}{RT_1 T_2}\right) \quad \text{Équation 1.3}$$

dans laquelle k_1 est la constante cinétique de la réaction (p. ex. la dégradation de la DBO₅Cs en d⁻¹) à la température T_1 (K), k_2 (d⁻¹) la constante à la température T_2 (K), E l'énergie d'activation de la réaction (J/mol) et R la constante des gaz parfaits (8,314 J/mol·K). Cette équation prend la forme simplifiée suivante si, à des fins pratiques, on remplace le terme $\exp(E/RT_1 T_2)$ par une constante de température θ (sans unité) :

$$k_2 = k_1 \cdot \theta^{(T_2 - T_1)} \quad \text{Équation 1.4}$$

où les températures T_1 et T_2 peuvent être exprimées en °C. Cette simplification est faite en considérant une plage de températures d'opération relativement restreinte pour les procédés de traitement des eaux usées. L'Équation 1.4 est couramment utilisée en génie de l'environnement pour ajuster les valeurs de constantes cinétiques en fonction de la température.

La valeur de θ recommandée pour évaluer l'effet de la température se situe typiquement entre 1,02 et 1,10 pour les systèmes biologiques de traitement des eaux usées (Metcalf & Eddy, 2003). Le MELCC (2010) recommande l'utilisation d'une valeur de 1,07 pour la conception des étangs au Québec (enlèvement de la DBO₅C totale). L'USEPA (2011) recommande quant à elle, sur la base de l'étude empirique de systèmes situés dans l'état du Texas, l'utilisation d'un θ compris entre 1,03 et 1,04 pour l'enlèvement de la matière organique soluble. Le choix de cette constante doit être fait en tenant compte de la gamme de températures d'opération du procédé à l'étude. Il est important de garder à l'esprit que le paramètre θ est sujet à des variations considérables en fonction de la température (Metcalf & Eddy, 2003).

Pour tenir compte des sous-produits générés par la digestion anaérobie qui a lieu au sein des étangs, Eckenfelder et Ford (1970) suggèrent l'utilisation d'un facteur de transformation de la DBO₅C particulaire en DBO₅Cs. Ce facteur est fonction de la température d'opération. Des facteurs de 1,2 et 1,05 (à multiplier au terme de droite de l'Équation 1.2) sont recommandés pour l'été et l'hiver respectivement. La valeur pour l'hiver est plus faible en raison de la réduction de l'activité microbienne qui est observée en conditions froides.

Finalement, dans le cas d'un EACM et d'une conception sur la base de la DBO₅Cs, la fraction particulaire de la DBO₅C totale de l'effluent peut être estimée en réalisant un bilan de masse sur les solides autour d'un bassin. Ce bilan, une fois la concentration en matières volatiles en suspension (MVES) dans le bassin (X , g/m³) isolée, prend la forme suivante :

$$X = \frac{X_0 + aS_r}{1 + b\theta} \quad \text{Équation 1.5}$$

où X_0 (g/m^3) est la concentration en MVES dans l'affluent, S_r (g/m^3) la concentration abattue de DBO_5Cs , a (sans unité) la fraction de la DBO_5Cs abattue qui est utilisée pour la synthèse cellulaire, θ (d) le TRH et b (d^{-1}) la cinétique (ordre 1) d'auto-oxydation cellulaire. En considérant que la concentration en MVES X représente entièrement la DBO_5C , la valeur de la DBO_5C totale à l'effluent d'un étang est égale à l'addition de X et de S_e . Dans le cas des EAF dans lesquels une portion de la matière particulaire sédimente en raison du mélange qui n'est pas complet, la concentration en solides à l'effluent de l'étang est inférieure à X (Eckenfelder & Ford, 1970). La fraction particulaire de la DBO_5C est, dans ce cas, fonction des caractéristiques de l'étang qui influencent les performances de séparation solide-liquide (géométrie du bassin, espacement entre les aérateurs, etc.).

1.1.3 Géométrie et comportement hydraulique des étangs

Les étangs, peu importe le type, sont, dans la plupart des cas, des bassins de grand volume creusés dans le sol (MELCC, 2010). La profondeur des étangs se situe typiquement entre 2 et 5 m (Metcalf & Eddy, 2003). Des pentes de ratio trois dans un (H:V) sont recommandées pour les berges des étangs. Pour certaines installations, souvent de format plus petit, des parois verticales en béton peuvent être utilisées pour délimiter et structurer les bassins (MELCC, 2010). Pour ce qui est des autres dimensions, l'USEPA (2011) recommande un ratio longueur sur largeur compris entre 3 et 4. Dans le cas des EACM, une forme carrée ou ronde est plus appropriée pour favoriser des conditions de mélange complet (USEPA, 2011).

Les conditions idéales de mélange citées ci-avant ne représentent cependant pas exactement les conditions réelles. La connaissance du comportement hydraulique des étangs est primordiale puisqu'elle est intimement liée à leurs performances. En effet, l'hydraulique définit le temps de contact entre la biomasse traitante et les polluants. Ce temps est à la base de la conception des étangs (voir la Section 1.1.2). Plusieurs auteurs ont donc étudié l'hydraulique des étangs afin de caractériser les conditions réelles régnant dans différentes installations. Broughton et Shilton (2012) ont réalisé un essai au traceur en utilisant la Rhodamine WT dans un EAF de forme atypique (entrée étroite, sortie large, courbure prononcée du trajet de l'eau, aérateurs dispersés). Les résultats obtenus lors de leur étude ont permis de démontrer la présence de zones mortes dans l'étang, et ce dans une proportion équivalente à celle du volume occupé par les boues. Il est d'ailleurs largement reconnu que la présence de boues accumulés dans les EAF est associée à une diminution du volume effectif. Cette diminution doit être considérée lors de la conception des systèmes (MELCC, 2010; USEPA, 2011). L'étude de Broughton et Shilton (2012) a également permis de constater que la forme atypique de l'étang n'avait pas d'influence significative sur l'hydraulique du système, mais que la présence d'un aérateur dans une zone plus étroite induisait une énergie de mélange importante qui se traduit par un début de détection de traceur à seulement

8% du temps de rétention moyen. Une autre étude basée sur les résultats d'un traçage à la Rhodamine WT (Dorego & Leduc, 1996) montre que le régime hydraulique intermédiaire entre le mélange complet et un régime piston décrit convenablement ce qui est observé dans les EAF, mais qu'un modèle simple d'advection dans une direction avec dispersion n'est pas suffisant pour décrire l'hydraulique. Des recirculations sont à superposer sur ce régime pour une meilleure description de l'hydraulique. Dans l'étude de Dorego et Leduc (1996), des courts-circuits non-négligeables ont aussi été observés dans tous les bassins suivis lors des essais. Nameche et Vassel (1998) ont développé des modèles prédictifs empiriques permettant d'estimer le mélange à l'échelle macro dans les EAF et les ENAF. Leurs modèles sont basés sur les caractéristiques des étangs ayant le plus d'influence sur la dispersion. Celles-ci concernent principalement la géométrie des étangs, plus spécifiquement le rapport longueur sur largeur de ces derniers et, dans le cas des EAF, l'effet de mélange induit par les aérateurs qui est non-négligeable. Selon les équations développées par Nameche et Vassel (1998) sur la base d'essais au traceur réalisés sur plus de 30 installations, le régime hydraulique des étangs ayant des rapports longueur sur largeur bas (<8) s'apparente à celui d'un réacteur complètement mélangé. La gamme de rapports considérés comme bas par Nameche et Vassel (1998) inclut le rapport typiquement recommandé (entre 3 et 4) pour la conception des étangs (USEPA, 2011).

Des modèles hydrauliques plus complexes ont aussi été utilisés pour caractériser l'hydraulique des étangs. Pour modéliser des EAF à parois verticales, Delatolla et Babarutsi (2005) ont utilisé un modèle compartimenté (MC) incluant des bassins complètement mélangés (BCM) en série, une voie de court-circuitage ainsi que des bassins (connectés aux BCM) en parallèles pour simuler les zones mortes. Le modèle a été utilisé pour simuler les courbes de distribution du temps de séjour obtenus lors d'essais au traceur pendant lesquels le débit d'alimentation en eau et le débit d'air injecté dans les EAF étaient variés. L'exercice de modélisation a permis de conclure que le débit d'alimentation est un facteur hydraulique ayant une influence importante sur les pourcentages de zones mortes et de courts-circuits. Le taux d'aération a également une influence, quoique moindre, sur l'hydraulique du système et plus spécifiquement sur la quantité de zones mortes et l'importance du court-circuitage. Des modèles de mécanique des fluides numériques (MFN ou CFD en anglais) ont également été utilisés pour étudier l'hydraulique des étangs (Alvarado et al., 2012; Pougatch et al., 2007). Les outils numériques complexes développés en MFN permettent une description précise de l'hydraulique, mais ne sont pas facilement utilisables conjointement avec des modèles biocinétiques permettant de décrire les processus de traitement biologiques s'opérant au sein de étangs. Alvarado et al. (2012) ont cependant développé une méthodologie de simplification d'un modèle de MFN en MC détaillé qui permet, combiné à un modèle biocinétique, une meilleure description des processus s'opérant au sein des étangs comparativement à des modèles de bassins en série (incluant des recirculations). Les auteurs stipulent qu'une surcalibration des paramètres associés à la biocinétique est nécessaire dans le cas des modèles de bassins en série pour obtenir des résultats similaires au MC développé.

1.1.4 Nitrification dans les étangs

Les étangs ne sont pas spécifiquement conçus pour favoriser le processus de nitrification (Metcalf & Eddy, 2003). Cependant, une nitrification partielle ou complète est observée de manière cyclique dans les étangs (Baillargeon, 2013; Houweling et al., 2008; Rich, 1999; Smyth et al., 2018). L'hétérogénéité des performances de nitrification dans le temps et dépendamment de l'emplacement des étangs peut être expliquée par l'influence de différents facteurs. D'une part, le TRS des solides en suspension dans les étangs est équivalent au TRH et ce dernier n'est généralement pas sélectionné en fonction des taux de croissance des organismes responsables de la nitrification, mais plutôt de ceux qui réalisent la transformation de la matière organique biodégradable (DBO_5C). Les organismes responsables de la dégradation de la matière organique sont des bactéries hétérotrophes (organismes qui utilisent une source organique de carbone pour se nourrir) dont les taux de croissance sont largement supérieurs à ceux des bactéries autotrophes (organismes utilisent le dioxyde de carbone comme source de carbone pour la synthèse cellulaire) nitrifiantes (Henze et al., 2000). Des exemples de taux de croissance maximales typiques pour les deux types d'organismes sont présentés au Tableau 1.2. Cela fait en sorte qu'un lessivage des nitrifiantes peut être observé au sein des étangs si le TRH est plus faible que le temps de réplification de ces dernières.

Tableau 1.2: Valeurs typiques de paramètres cinétiques pour les cultures libres à pH neutre (Henze et al., 2000)

Paramètre	Définition	Unités	Valeur à 20°C	Valeur à 10°C
Y_H	Rendement pour la biomasse hétérotrophe	g DCO/g DCO	0,67	0,67
μ_H	Taux de croissance maximal pour la biomasse hétérotrophe	1/d	6,0	3,0
$K_{O,H}$	Concentration de demi-saturation en oxygène pour la biomasse hétérotrophe	g O_2 /m ³	0,20	0,20
Y_A	Rendement pour la biomasse autotrophe	g DCO/g N	0,24	0,24
μ_A	Taux de croissance maximal pour la biomasse autotrophe	1/d	0,80	0,30
$K_{O,A}$	Concentration de demi-saturation en oxygène pour la biomasse autotrophe	g O_2 /m ³	0,40	0,40

Cette sélection, au détriment des nitrifiantes, est accentuée par le fait que leur croissance est sensible aux variations de température. Pour les cultures libres, la plage typique de constantes de température θ pour l'ajustement des cinétiques de croissance des bactéries autotrophes nitrifiantes (1,06 à 1,123) est plus élevée, ce qui se traduit par une sensibilité accrue par rapport aux bactéries hétérotrophes (1,03 à 1,08) (Metcalf & Eddy, 2003). Qui plus est, les nitrifiantes sont affectées de manière importante en conditions de températures froides. Il est en effet rapporté que la nitrification par des organismes en suspension est significativement diminuée à des températures d'opération en-deçà de 10°C et qu'elle est presque nulle en-deçà de 5°C (Hurse

& Connor, 1999; Shamas, 1986). Dans les EA conventionnels situés à des latitudes septentrionales (ou en altitude) où des températures d'opération s'approchant du point de congélation peuvent être observées pendant les mois d'hiver, la nitrification est soit saisonnière ou quasi inexistante (Baillargeon, 2013; Houweling et al., 2005; Mattson et al., 2018). La baisse parfois importante de température d'opération dans les étangs est liée au long temps de rétention qui accentue l'influence de la température de l'air et de ses variations saisonnières sur la température de l'eau (Gillot & Vanrolleghem, 2003).

Outre l'influence de la température, de manière générale, les hétérotrophes sont favorisés par rapport aux autotrophes nitrifiantes pour ce qui est de leur affinité pour le substrat qu'ils ont en commun, l'oxygène. En effet, la valeur typique de constante de demi-saturation pour l'oxygène qui caractérise la cinétique de croissance des organismes hétérotrophes est significativement plus faible que celle des nitrifiantes (Tableau 1.2). Les hétérotrophes ont donc plus d'affinité pour l'OD que les autotrophes. Finalement, le rendement Y (en masse de cellules produites par g de substrat utilisé) (Tableau 1.2) qui témoigne de l'efficacité métabolique des organismes montre également que les hétérotrophes ont un avantage compétitif significatif par rapport aux nitrifiantes. Le métabolisme des nitrifiantes est moins efficace, ce qui se traduit par un rendement plus faible que celui des hétérotrophes. Puisque l'aération et le taux de charge organique des étangs sont choisis en fonction d'une cible d'abattement de la DBO_5C , les avantages des hétérotrophes cités ci-avant sont des explications potentielles de l'inconstance de la nitrification dans les étangs. Dans le même ordre d'idées, les résultats de Sharma et Gupta (2004), obtenus en étudiant un système à BA, montrent qu'une augmentation du ratio demande chimique en oxygène (DCO) sur azote totale Kjeldahl (NTK), favorisant les hétérotrophes, est associée à une baisse du pourcentage de nitrification. Cette relation est valide pour différents TRS.

1.1.5 Sédimentation au sein des étangs

Dans le cas des EAF et des ENAF où les conditions de mélange ne permettent pas de garder toute la matière particulaire en suspension, des zones de sédimentation sont observées. Ces zones sont situées entre les aérateurs et dans la partie la plus en aval du système, où une zone non-aérée est typiquement conservée. Le critère généralement utilisé pour concevoir la zone de sédimentation finale dans les étangs est un temps de rétention minimal à respecter. Un TRH minimal de 1 à 2 jours est typiquement suggéré pour la conception de cette zone (MELCC, 2010; Metcalf & Eddy, 2003). Une limite maximale de TRH de 3 à 4 jours est également fixée pour éviter une prolifération excessive d'algues ou un manque d'oxygène (MELCC, 2010).

1.1.6 Gestion et activité des boues dans les systèmes de type étang

Les solides qui sédimentent au sein des EAF et des ENAF s'accumulent dans les bassins et forment un lit de boues. Comme mentionné précédemment, ce lit de boues a une influence sur l'hydraulique du système puisqu'il représente une zone morte. Une autre conséquence de l'accumulation des boues est le relargage, dans la

colonne d'eau, de matières solubles visées par la réglementation telles que des composants organiques (DBO₅Cs) et de l'azote (Chabir et al., 2000). Les signaux suivants sont également cités comme indiquant une accumulation excessive de boues dans le système (MAMOT, 2010) :

- Le système de traitement ne permet plus de nitrification en période estivale ;
- Le niveau de boues est à moins d'un mètre du niveau du radier de la conduite de sortie du dernier bassin pour une station avec parois verticales. Cette situation peut causer un accroissement de la concentration en MES à l'effluent ;
- Des remontées de boues surviennent fréquemment ;
- Il n'y a plus d'accroissement de l'épaisseur de boues entre deux séquences de mesures (aux trois ans).

Pour pallier les inconvénients de l'accumulation des boues dans les étangs, une vidange périodique est prescrite (Narasiah et al., 1990). La fréquence de cette vidange est évidemment fonction du taux d'accumulation des boues. À son tour, le taux d'accumulation est fonction des caractéristiques de l'eau à traiter, des températures d'opération et du mode de traitement (p. ex., opération avec ou sans ajout de coagulant pour l'abattement du phosphore). Le taux d'accumulation peut varier grandement d'une station à l'autre (Narasiah et al., 1990). Il n'y a donc pas de fréquence unique proposée pour la vidange, mais plutôt une gamme basée sur des travaux de recherche et l'expérience. Une étude réalisée par Narasiah et al. (1990) sur 6 stations de type EAF traitant les eaux usées de petites communautés a montré qu'un taux d'accumulation de 0,2 à 0,5 m³ par 1000 personnes par jour peut être attendu dans le cas d'une opération sans ajout de coagulant. Pour minimiser les impacts négatifs associés aux boues accumulées, cette gamme de taux d'accumulation se traduit par une nécessité de vidanger tous les 4 à 25 ans (Tableau 1.3). Dans le cas d'un système composé d'une série d'étangs, le taux d'accumulation pour la première cellule et les cellules subséquentes diffère considérablement. Narasiah et al. (1990) rapporte des taux d'accumulation de 3 cm par année pour la première cellule comparativement à environ 1,5 cm pour les cellules subséquentes. Sachant cela, si la vidange des étangs se fait de manière indépendante pour chacun des bassins, la vidange des étangs secondaires peut être environ deux fois moins fréquente que celle des premières cellules (Tableau 1.3).

Les taux d'accumulation de boues dans les étangs sont fonction de la sédimentation, mais également de la digestion anaérobie qui est observée dans la couche de boues. En effet, le volume de boues accumulées peut être réduit grâce à l'action d'organismes anaérobies qui transforment la matière organique en biogaz (voir la Section 1.3.5). Il est rapporté que le processus de digestion anaérobie permet de dégrader 40 à 60 % des MVES accumulés chaque année (Metcalf & Eddy, 2003). Des essais à l'échelle laboratoire et des études à l'échelle

réelle ont permis de quantifier la production et la composition du biogaz qui peuvent être attendues dans différentes conditions. Des exemples de résultats sont présentés au Tableau 1.4.

Tableau 1.3 : Fréquences suggérées de vidange des boues accumulées dans les EAF (Narasiah et al., 1990)

Type d'EAF	Temps entre les vidanges (années)
EAF sans utilisation de coagulant	6 - 10
EAF avec utilisation de coagulant	4 - 5
Cellules secondaires des EAF sans utilisation de coagulant	20 - 25

Tableau 1.4 : Taux de production et composition de biogaz pour des systèmes de type étang

Référence	Système étudié	Spécificités	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	N ₂ (%)	O ₂ (%)	Taux de production de biogaz (L/m ² /d)	Taux de production de CH ₄ (L/m ² /d)
Brockett (1976)	ENAF	Étang d'une profondeur de 135 cm	20,9 - 79,0	1,0 - 7,2	20,0 - 68,8	0,0 - 3,1	29,5	6,2 - 23,3
Brockett (1976)	ENAF	Étang d'une profondeur de 230 cm	56,8 - 85,9	0,0 - 7,8	10,6 - 41,4	0,0 - 2,4	82,9	47,1 - 71,2
Bryant et Rich (1985)	Colonnes aérées avec couche de sédiments (laboratoire)	Max. observé pour une charge de 50 gVSSb/m ² /d	75	12	7	-	-	Approx. 65
Bryant et Rich (1985)	Colonnes aérées avec couche de sédiments (laboratoire)	Max. observé pour une charge de 250 gVSSb/m ² /d	75	12	7	-	-	Approx. 10
Iwema et al. (1987)	ENAF	Collecteur ouvert dans le 1 ^{er} bassin d'une série de 4	80	4	16	-	3400	2720
Iwema et al. (1987)	ENAF	Collecteur ouvert dans le 4 ^e bassin d'une série de 4	73	2	25	-	990	723
Toprak (1995)	ENAF	-	52 - 80	7 - 28	-	-	33,65 - 60,93	24,56 - 48,74
Paing et al. (2000)	ENAF	-	-	-	-	-	-	2 - 74

Certains facteurs ont été identifiés comme ayant une influence significative sur la digestion au sein des étangs. Brockett (1976) ont observé une augmentation significative de la production de gaz avec l'augmentation de la profondeur des bassins. Une influence importante de la température d'opération est également rapportée. Une baisse de la température d'opération est associée à une baisse de l'activité anaérobie et, par conséquent, à une baisse de la production de gaz (Brockett, 1976; Paing et al., 2000; Toprak, 1995).

Finalement, dans le cas des EAF, les besoins en aération sont influencés par les boues en raison de la demande en oxygène que les sédiments exercent. En effet, si la colonne d'eau au-dessus des boues est aérobie, il y a création d'une couche de boue aérobie qui agit un peu comme un biofilm. Cette dernière exerce une demande en oxygène qui est principalement fonction de la température d'opération et de la concentration en substrat (Chabir et al., 2000). La remise en suspension pouvant être causé entre autres par l'arrêt/départ d'aérateurs, peut aussi avoir un impact sur la demande en oxygène. Un événement de remise en suspension est associé à une demande en oxygène accrue (Chabir et al., 2000).

1.2 Augmentation de la capacité des EAF

Le type le plus simple d'étang est le type ENAF. L'ajout d'aération mécanique à un ENAF le transforme en EAF et permet d'augmenter sa capacité de traitement par unité de volume (TRH nécessaire réduit). Dans le même ordre d'idées, une augmentation du niveau d'aération (ou du niveau de mélange) transformant un système de type EAF en système de type EACM permet également d'augmenter l'efficacité du procédé et de diminuer le TRH nécessaire. En commençant par analyser ce type d'amélioration (cultures libres), une revue critique des différentes technologies d'amélioration des EAF est faite dans la présente section. L'accent est mis sur l'amélioration des EAF puisqu'il s'agit du type le plus répandu au Québec. Considérant le contexte législatif (voir l'Introduction), une augmentation des performances de nitrification est considérée comme une augmentation de la capacité.

1.2.1 Cultures libres

1.2.1.1 Aération et mélange augmentés

L'objectif derrière l'augmentation de l'aération et du mélange dans un système de type EAF est de transformer le premier étang de la série composant le système en un BCM. La concentration en biomasse active en suspension dans ce dernier s'apparente plus à celle des BA; elle est plus importante que celle observée dans les EAF (Metcalf & Eddy, 2003). N'étant pas équipés d'une recirculation, la concentration en biomasse active est cependant plus faible au sein des systèmes de types EACM que dans les systèmes à BA. L'absence de recirculation implique également que le TRS de la biomasse en suspension est équivalent au TRH du bassin de type EACM. Le mélange complet permet toutefois une utilisation plus contrôlée du volume de réacteur (limitation des zones mortes) et une dégradation partielle en conditions aérobies du substrat particulaire (Rich, 1999). Une étude réalisée sur quatre systèmes comportant un premier étang de type EACM (AXOR, 2010) a démontré qu'un modèle avec une cinétique d'ordre mixte typiquement utilisé pour la conception des systèmes à BA (Metcalf & Eddy, 2003) peut être utilisé avec des paramètres cinétiques typiques pour décrire adéquatement l'enlèvement de la matière organique par les hétérotrophes au sein des EACM.

L'étude d'AXOR (2010) a mis en lumière l'incidence de la transformation du premier étang en EACM sur la cellule en aval. Cette dernière reçoit une charge accrue en matière particulaire étant donné l'absence de sédimentation (mélange complet) dans l'EACM. Cet aspect a été étudié par Proulx (2013) qui a proposé une cinétique d'enlèvement modifiée pour l'application du modèle d'ordre 1 utilisé pour la conception des EAF (voir la section 1.1.2) au cas d'un EAF suivant un EACM. Une valeur de k plus faible est proposée pour la portion non-décantable de la DBO_5C de l'affluent (70%), soit $0,2 d^{-1}$. Ce résultat, combiné au fait que la DBO_5C à l'affluent de l'étang suivant un EACM est augmentée par rapport à un EAF classique, résulte en un besoin augmenté d'aération et de temps de séjour. Il est également spécifié que l'apport supplémentaire en MES dans

l'étang suivant un EACM doit être considéré dans la conception et la planification de la gestion des boues. Une vidange plus fréquente est à prévoir pour éviter les inconvénients d'une accumulation trop importante de boues (voir la section 1.1.6) (Proulx, 2013). Afin d'assurer un traitement adéquat en considérant toutes ces contraintes, le MELCC (2010) suggère un temps de séjour minimal de 12 jours pour l'EAF suivant un EACM.

Les avantages liés à la transformation d'un EAF en EACM sont contrebalancés par l'impact négatif sur le deuxième étang qui apporte son lot de contraintes. Cet aspect combiné à l'augmentation des coûts énergétiques (3 à 6 fois plus de puissance que dans un EAF) que la transformation implique limitent la viabilité de cette alternative pour l'augmentation de la capacité des EAF (AXOR, 2010).

L'augmentation de la concentration en OD dans les EAF pour la transformation en EACM ou non peut également avoir un impact sur la nitrification dans les étangs. Des simulations réalisées à l'aide d'un modèle numérique dynamique d'EAF (Houweling et al., 2008) montrent qu'une augmentation de la concentration en OD des valeurs mesurées (non-constantes, de 0 à environ 3,5 mg/l) à des valeurs de 2 mg/l ou de 10 mg/l permet de devancer le départ de la période saisonnière de nitrification (pendant l'été) et de repousser sa fin. Pour une concentration augmentée à 10 mg/l, on parle d'un devancement du démarrage de la période de 5 semaines et d'une fin repoussée de 3 semaines. Il est à noter que ces résultats de modélisation n'ont pas fait l'objet d'une validation sur un système réel.

1.2.1.2 Modification de l'hydraulique

L'hydraulique d'un réacteur a une influence sur le transport des polluants qui, à son tour, a une influence sur les réactions qui s'y produisent. L'hydraulique d'un EAF peut théoriquement être modifiée à l'aide de chicanes dans le but d'optimiser ce dernier. D'une part, l'ajout de chicanes peut être fait dans le but de minimiser les courts-circuits et les zones mortes dans le système. D'autre part, l'ajout de chicanes permet de modifier le comportement hydraulique d'un étang et de s'approcher du comportement d'un piston parfait. Ce comportement est associé à la création de gradients de concentrations des différents substrats au fil du système. Des concentrations importantes sont retrouvées en tête de bassin, ce qui entraîne une maximisation des taux de transformation et favorise généralement les hétérotrophes pour l'utilisation de l'OD. En aval, le rapport matière organique sur azote se voit amoindri, ce qui est associé à un meilleur potentiel de nitrification.

L'ajout de chicanes a été simulé numériquement par Houweling et al. (2007a) dans le but de quantifier son impact sur la nitrification dans un EAF. Les simulations ont montré que l'ajout de chicanes dans le but de réduire les courts-circuits permet un meilleur enlèvement de l'azote pendant la période de nitrification. Cependant, les résultats montrent que l'ajout de chicanes est associé à un raccourcissement de la période de nitrification. L'explication pour ce raccourcissement est que l'élimination des courts-circuits est associée à une augmentation du débit passant par le volume principal, ce qui réduit le TRH et fait augmenter le taux de lessivage de la

biomasse. Les résultats de l'étude montrent également que l'ajout de chicanes, cette fois spécifiquement dans l'optique de créer un comportement piston, peut entraîner un lessivage des nitrifiantes et une perte complète de la nitrification. Sans donner d'explication précise pour le phénomène, les auteurs montrent que selon les résultats des simulations, la configuration piston ne permet pas d'atteindre le seuil minimal de concentration en nitrifiantes pour que la nitrification ait lieu.

Les résultats de l'étude de l'hydraulique d'un EAF réalisée par Broughton et Shilton (2012) montrent que le comportement d'un EAF conventionnel peut, en pratique, s'apparenter à celui d'un réacteur muni de chicanes, pour ce qui est de l'efficacité hydraulique. L'ajout de chicanes ne garantit donc pas de gains en ce qui a trait à l'efficacité hydraulique d'un EAF.

1.2.1.3 Bioaugmentation

La bioaugmentation consiste en l'ajout de cultures spécifiques de microorganismes pour accélérer ou simplement permettre le traitement de contaminants ciblés. L'idée d'utiliser la bioaugmentation a été exploitée dans le but d'améliorer les performances de nitrification de systèmes de type EAF. Une étude expérimentale réalisée à l'échelle réelle sur des EAF (Desjardins et al., 2008) soumis à des températures froides durant la période hivernale ($<8^{\circ}\text{C}$) a montré que le dosage de bactéries nitrifiantes peut permettre de devancer et de prolonger la période de nitrification sans toutefois qu'elle couvre toute l'année. Dans les meilleures conditions expérimentales testées, soit en utilisant un réacteur pour multiplier les bactéries nitrifiantes en amont des étangs, la période de nitrification a pu être devancée de 4 semaines pour une prolongation totale de 30% par rapport à un EAF témoin opéré en parallèle. Les auteurs de l'étude concluent que cette période pourrait potentiellement être prolongée en utilisant un support bactérien au sein des étangs pour prévenir le lessivage de la biomasse nitrifiante dans l'effluent ou sa perte dans les boues. Les coûts récurrents associés à la bioaugmentation ont été évalués à 0,01 à 0,015 \$ du mètre cube d'eau traitée. Ce coût n'inclut pas le coût d'achat d'un réacteur pour la multiplication des bactéries, les coûts pour l'énergie et les coûts pour les réactifs.

L'idée de bioaugmentation a également été testée à l'aide d'un modèle numérique dynamique par Houweling et al. (2008). Les résultats de l'étude de modélisation vont dans le même sens que l'étude expérimentale et montrent qu'il est possible de devancer la période de nitrification en dosant des nitrifiantes dans l'affluent des EAF (Figure 1.2). En passant d'une concentration à l'affluent de 0,0001 mg/l à 1 mg/l de nitrifiantes, le début de la période de nitrification est devancé d'environ 3 mois (avril au lieu de juillet). Sans donner d'explication concrète, les auteurs mentionnent cependant qu'une inoculation de l'ordre de 1 mg/l à l'affluent est considérée comme irréalisable dans la pratique.

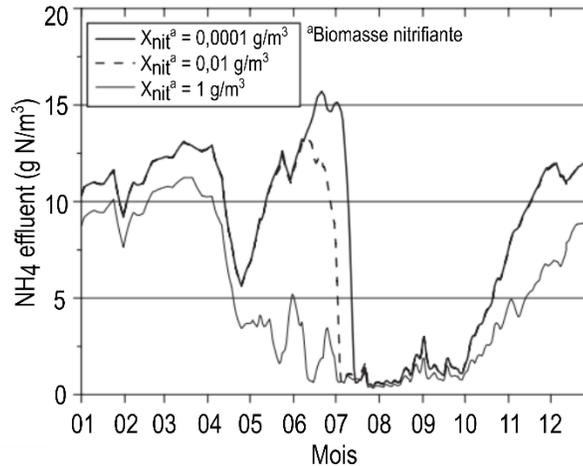


Figure 1.2 : Effet simulé de la bioaugmentation sur l'azote ammoniacal à l'effluent d'un EAF (adapté de Houweling et al. (2008))

1.2.2 Cultures fixées

L'ajout d'un support bactérien pour permettre la croissance de biofilm au sein d'un EAF ou dans un réacteur complémentaire à un EAF permet de prévenir le lessivage de la biomasse active et d'augmenter sa concentration par unité de volume (Morgenroth, 2008). De plus, la structure physique des biofilms facilite la croissance simultanée de différents types de microorganismes en permettant la création de niches biologiques diverses (conditions de croissance variées) (Wanner et al., 2006). Ainsi, des microorganismes ayant normalement un désavantage compétitif dans un milieu homogène, comme les nitrifiantes comparées aux hétérotrophes, peuvent se voir favorisés dans certaines parties d'un biofilm. Ces idées ont été appliquées par l'intermédiaire de plusieurs technologies développées et étudiées pour augmenter la capacité des EAF.

1.2.2.1 Support bactérien fluidisé

Le réacteur à support bactérien fluidisé (RSBF) a été développé par la compagnie norvégienne Kaldnes Miljøteknologi dans les années 1980. Un RSBF consiste en un bassin aéré ou non-aéré dans lequel de petits supports inertes de forme cylindrique sont ajoutés et maintenus en mouvement constant à l'aide d'un agitateur ou de l'aération (Figure 1.3). Le volume des RSBF peut typiquement être rempli de 20 à 67% par les éléments de support (Delatolla, 2017). Un remplissage typique de RSBF (40%) résulte en une surface spécifique totale de 320 m²/m³ de réacteur avec un support de type K5 (Figure 1.3a).

La fluidisation des éléments de support entraîne des collisions entre les éléments de support, ce qui induit des forces de cisaillement sur le biofilm et agit comme un mécanisme d'auto-nettoyage (Young, 2017). Ce mécanisme est associé au maintien d'un biofilm mince, considéré comme sain, et permet d'éliminer le rétro-nettoyage qui est normalement réalisé dans d'autres technologies à biofilm communes comme certains biofiltres

(Metcalf & Eddy, 2003). L'ajout d'une grille de retenue à la sortie des RSBF est nécessaire pour éviter la perte des supports dans l'effluent.

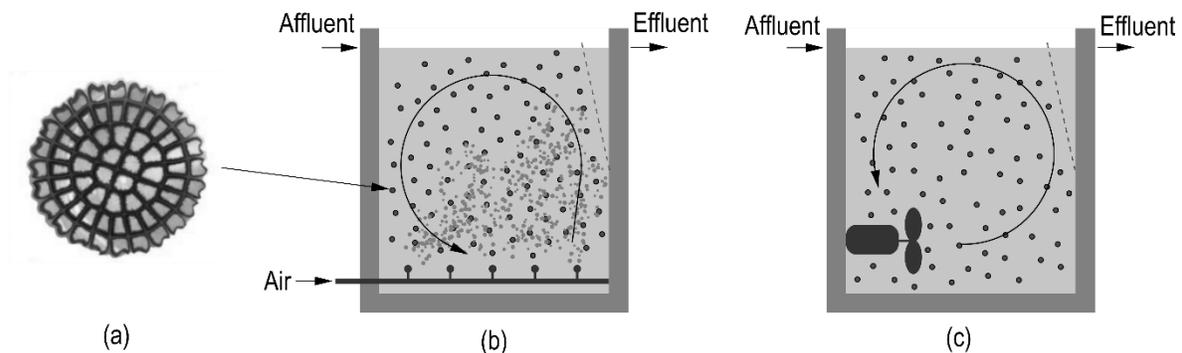


Figure 1.3: Schématisation d'un RSBF avec (a) support de type K5 en configuration (b) aérobie et (c) anoxie/anaérobie (adapté de Bassin et Dezotti (2018) et Ødegaard (2006))

L'ajout d'un RSBF en complément à un système d'EAF pour augmenter sa capacité a été mis à l'essai à l'échelle pilote et implanté à pleine échelle (Houweling et al., 2007b; Poulin, 2009; Young et al., 2016). Les avantages du RSBF qui en font une solution d'amélioration intéressante sont qu'il est très compact et permet la nitrification dans une configuration sans recirculation. L'efficacité du RSBF a en effet été démontrée pour le traitement de la matière organique avec des temps de rétention nécessaires de moins d'une heure (Ødegaard, 2006). Pour ce qui est de la nitrification, les performances sont principalement fonction des paramètres suivants : la charge organique (et le rapport matière organique sur azote), la disponibilité de l'OD et la température d'opération. Pour une température de 15°C, la Figure 1.4 montre les taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal pouvant être attendus en fonction de la charge et de la concentration en OD. Pour étudier l'influence de ces paramètres dans un contexte d'amélioration d'un système de type EAF, différentes configurations ont été testées. Des RSBF ont été utilisés pour traiter l'effluent du premier étang, d'un étang subséquent ou l'effluent final du système d'EAF.

Houweling et al. (2007b) ont modélisé la nitrification de l'effluent d'EAF traité à l'aide d'un RSBF. Le modèle développé s'appuie sur les résultats expérimentaux d'une étude à l'échelle pilote réalisée à Sainte-Julie (QC). Un RSBF était installé pour traiter l'effluent du premier étang, tandis qu'un deuxième RSBF traitait l'effluent du premier RSBF. L'objectif était d'avoir un premier réacteur effectuant principalement le traitement de la matière organique et un deuxième pour effectuer spécifiquement la nitrification. De la nitrification a toutefois été observée dans les deux RSBF. Les résultats de modélisation montrent que le potentiel d'augmentation de l'enlèvement de l'azote total est davantage favorisé en limitant la charge en DBO₅C (rapport matière organique sur azote plus faible) qu'en maximisant la température dans le RSBF. Ces résultats suggèrent donc qu'il serait plus judicieux de positionner un RSBF en aval du second étang ou encore plus à l'aval (où la charge en DBO₅C

est diminuée) que directement après le premier étang (où la température est maximisée). Ces résultats ont été obtenus sur la base d'une étude pilote pendant laquelle la gamme de température était de 3 à 18°C.

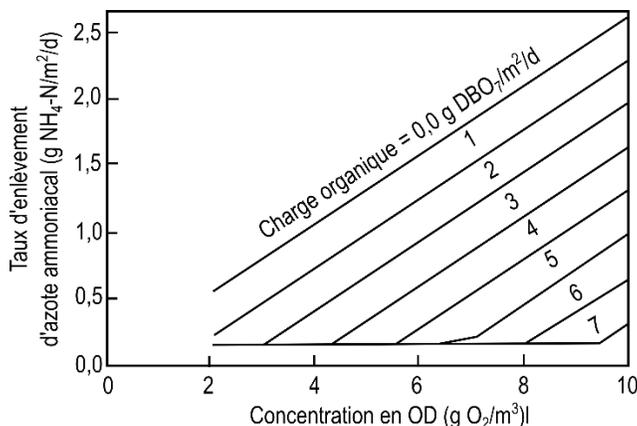


Figure 1.4 : Taux d'enlèvement d'azote ammoniacal à 15°C en fonction de la concentration en OD et de la charge organique (adapté de Hem et al. (1994))

La nitrification tertiaire à température très froide (1°C), à l'aval d'un EAF dans un RSBF, a été étudiée par Young et al. (2016). Les résultats de l'étude ont permis de déterminer que le taux maximal d'enlèvement d'azote ammoniacal pour ce genre de système est approximativement de 230 g N/m³d à 1°C. La Figure 1.5 montre la relation entre le taux de charge surfacique en azote ammoniacal du RSBF et le taux d'enlèvement d'azote ammoniacal. Jusqu'au taux d'enlèvement maximal, une concentration d'azote ammoniacal d'environ 2,2 g N/m³ était observée à l'effluent du système. Cet effluent n'était pas toxique de manière aigüe pour la truite arc-en-ciel. L'emplacement du RSBF étudié par Young et al. (2016), en aval d'un EAF, permettait d'opérer à des rapports DBO₅C/NTK de l'ordre de 0,8 se situant dans la plage de 0 à 1 considérée comme optimale (WEF, 2010).

L'évolution de la nitrification dans un RSBF en fonction de la température a été étudiée par Almomani et al. (2014) en utilisant un réacteur pilote alimenté par l'effluent d'un EAF. Le réacteur était opéré à 1°C avant que la température d'opération soit augmentée graduellement pendant une phase d'acclimatation de 28 jours jusqu'à 20°C. La variation du taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal pendant la phase d'acclimatation a été comparé avec des taux calculés à l'aide de l'équation d'Arrhenius (Équation 1.4) et d'une relation empirique (Delatolla et al., 2009) permettant de faire varier le coefficient de température θ en fonction du temps d'exposition t (d) à une température spécifique (4°C dans le cas de l'étude originale de Delatolla et al. (2009)). Les taux calculés, à l'aide de la relation suivante :

$$\theta = 0,0381 * \ln(t) + 0,983$$

Équation 1.6

étaient fortement corrélés avec les taux mesurés expérimentalement. Pendant l'étude, le taux d'enlèvement de l'azote ammoniacal est passé d'environ 110 g N/m³ à 1°C à environ 260 g N/m³ à 20°C.

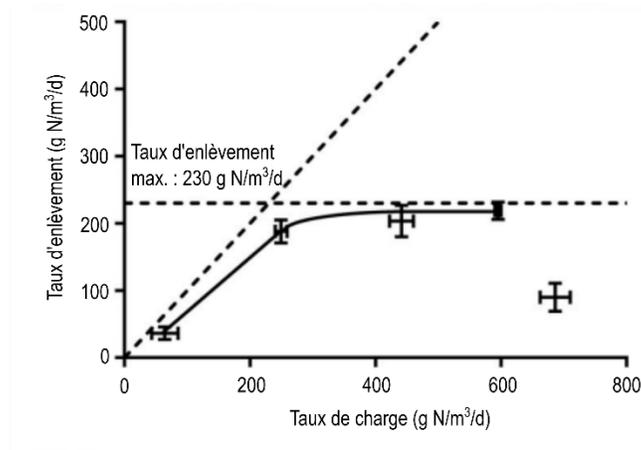


Figure 1.5 : Taux d'enlèvement d'azote ammoniacal dans un RSBF opérant à 1°C en aval d'un EAF (adapté de Young et al. (2016))

Des produits permettant l'intégration directe de RSBF au sein d'EAF ont également été développés pour l'augmentation de la capacité des étangs, surtout en ce qui a trait à la nitrification (Bartholomew, 2002). Comme montré à la Figure 1.6, de tels produits peuvent être composés de cages d'acier perforées équipées de systèmes d'aération indépendants dans lesquelles sont maintenus en suspension les éléments de support. Cependant, le peu de données disponibles ne permet pas de conclure sur la viabilité de ce type de technologie.



Figure 1.6 : RSBF Bio²Bloc® pouvant être intégré au sein d'EAF (FBC Technologies, 2004)

1.2.2.2 Support bactérien fixe – général

L'utilisation d'un support bactérien fixe pour le traitement des eaux usées est très répandue. Les réacteurs à biofilm impliquant un SBF incluent entre autres les lits bactériens (technologie à support non-submergé vieille de plus de 100 ans (Lofrano & Brown, 2010)) et les technologies à SBF submergé. Seule cette dernière catégorie sera abordée dans cette revue de la littérature. Les systèmes de cette catégorie présentent l'avantage de pouvoir être utilisés directement au sein des EAF. Dans certains cas, un SBF submergé peut également être utilisé à l'aval d'un système d'EAF, comme dans le cas de la technologie SAGR^{MD}.

Le système SAGR^{MD} («Submerged Attached Growth Reactor») de la compagnie NEXOM (Winnipeg, MB, Canada) consiste en un lit granulaire (exempt de particules fines, avec un minimum de 38% de vide en absence de compaction) aéré, submergé et alimenté avec l'effluent d'un système d'EAF. L'écoulement dans le système est horizontal. Le support bactérien que constitue le granulat est utilisé pour promouvoir la croissance d'un biofilm principalement nitrifiant dans le système. Les résultats exposés ci-après sont tirés de la fiche d'information technique publiée par le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (MELCC, 2018). Il est rapporté que la combinaison d'une stratégie d'alimentation permettant de construire un inventaire de biomasse nitrifiante dans l'entièreté du lit granulaire durant l'été et de l'effet géothermique associé à l'enfouissement et à l'isolation du lit granulaire, permet de maintenir une nitrification complète et constante. En effet, sur la période d'essai d'environ un an et demi, des concentrations moyennes de 0,1 g/m³ (é.-t. de 0,2 g/m³) et de 1,8 g/m³ (é.-t. de 1,1 g/m³) ont été mesurées à l'effluent du système pour l'azote ammoniacal et le NTK, respectivement. Le système étant alimenté avec l'effluent d'un EAF conventionnel, ces performances ont été mesurées à des charges en matière organique faibles, soit des charges moyennes de 9,9 g DBO₅C/m³ par jour, et à des charges en azote relativement élevées, soit des charges moyennes de 4,5 g NH₄-N/m³/d et 6,4 g NTK/m³/d. Les températures mesurées à l'affluent du système allaient de 0,2°C à 22,5°C. Pour ce qui est de l'opération à long-terme du système, il est mentionné qu'aucun colmatage n'a été observé sur les installations les plus anciennes à ce jour, soit après 10 ans d'opération. L'évolution dans le temps des pertes de charges dans le système n'est pas décrite. L'absence de colmatage peut potentiellement être expliquée par la croissance lente des bactéries nitrifiantes générant peu de biomasse et le fait que la conception du système est faite pour permettre la digestion aérobie des solides biodégradables et l'accumulation sans conséquence des solides inertes pendant la vie utile du système (NEXOM, 2018). Contrairement aux autres technologies qui seront discutées dans cette section, l'emprise au sol du système SAGR^{MD} n'est pas nulle; elle représentait, dans le cas du système étudié (alimenté à un débit moyen de 19,4 m³/d), d'environ 75 m² (MELCC, 2018).

Plusieurs fabricants de support bactérien pour le traitement des eaux usées proposent des solutions pour l'amélioration des EAF. Des supports bactériens à l'aspect fibreux (BioWeb^{MC} et EnTextileTM de Entex

Technologies (Chapel Hill, NC, USA), BioCord^{MC} de Bishop Water Technologies (Renfrew, ON, Canada) et Aquamats^{MD} de Meridian Aquatic Technology (Calverton, MD, USA)) peuvent être utilisés à l'intérieur de modules structurants permettant de maintenir les supports en suspension dans les réacteurs (technologies complètes nommées WebitatTM et WavTexTM pour Entex Technologies). Le potentiel de ce type de système a été étudié par Wang et al. (2012). Les auteurs ont suivi trois stations de type EAF équipées du support bactérien fibreux et poreux de l'entreprise Meridian Aquatic Technology. En plus de l'ajout du support bactérien, les étangs étudiés étaient équipés d'un système d'aération modifié par rapport aux étangs originaux : un système à fines bulles. Les installations étudiées présentaient des conditions d'opération différentes (climat, élévation et profondeur) et ont été suivies pendant deux ans. Les données récoltées pendant le suivi permettent de démontrer le potentiel de ce type de technologie pour l'amélioration des systèmes de type EAF en vue de respecter des limites de rejet plus contraignantes et la croissance démographique. Des concentrations moyennes en DBO₅C et MES de 15 g/m³ ou moins ont été observées à l'effluent des trois systèmes pour les deux années. Pour ce qui est de l'azote ammoniacal, des concentrations moyennes de 4 g N/m³ ou moins ont été observées pour les trois systèmes suivis. La gamme de températures d'opération pendant le suivi était légèrement variable pour les trois systèmes, mais elle était comprise entre 1 et 25°C.

Borchert et al. (2011) ont réalisé des essais à l'échelle pilote en utilisant un autre type de SBF, cette fois développé par l'entreprise Entex Technologies (BioWeb^{MC}, un support textile tissé) pour l'enlèvement de l'azote ammoniacal au sein de systèmes de type EAF. Les pilotes étaient installés en tête de station, alimentés avec l'affluent brut. Les essais réalisés ont permis de démontrer le potentiel de la technologie pour l'application désirée, soit un enlèvement d'azote ammoniacal permettant l'atteinte de concentrations en-deçà de 11 g/m³ d'azote ammoniacal à l'effluent du système. Cette concentration représentait la limite prescrite pendant la période estivale (1^{er} mai au 1^{er} septembre) pour le cas d'étude. Une nitrification complète a été observée dans les deux systèmes pilotes étudiés (<1 g/m³ de NH₃-N mesuré à l'effluent). L'essai le plus contraignant en ce qui a trait à la variation de la température d'opération a duré 68 jours et a couvert une plage de température allant d'environ 24°C à 2°C (septembre à novembre). Les performances de nitrification ont pu être maintenues pendant toute la durée de l'essai. Un taux maximal de nitrification d'environ 3,3 g N/m² de support par jour a été mesuré pendant l'essai.

Le potentiel des systèmes utilisant des supports bactériens fixes pour augmenter la capacité des EAF a été démontré, mais certaines critiques par rapport à l'opération de ces derniers sont toutefois récurrentes (Houweling et al., 2007b; Hubbell et al., 2006). Il a été rapporté que la rétention d'un biofilm au sein des étangs peut, si le contrôle du détachement (et donc de l'âge de boues) n'est pas adéquat, mener à la prolifération d'organismes supérieurs (p. ex. des verres rouges) qui représentent des prédateurs pour la biomasse désirée dans le système. Une autre critique par rapport à ce type de système est que le mélange au sein de ces derniers

peut être hétérogène, ce qui empêche de maximiser les performances du réacteur à biofilm en créant des zones anoxiques, anaérobies ou peu exposées au substrat (Hubbell et al., 2006).

1.2.2.3 Support bactérien fixe – KAMAK^{MC}

L'entreprise Bionest développe et fabrique des systèmes de traitement des eaux usées incluant des réacteurs à biofilm depuis 1997. Le support bactérien plastique (polymère acrylonitrile butadiène styrène (ABS)) BIONEST^{MD} est utilisé principalement pour des applications à petite échelle, soit dans de petits réacteurs pour des résidences isolées, pour des commerces ou de petits réseaux communautaires. La surface spécifique typiquement disponible dans les réacteurs Bionest est de 160 m²/m³ de réacteur. Une des particularités du support bactérien BIONEST^{MD} est qu'il est autoportant, c'est-à-dire qu'aucune structure n'est nécessaire pour que le support en vrac occupe de manière stable tout le volume du réacteur. La charge organique surfacique (par m² de support) de conception pour un système Bionest typique (Figure 1.7) est d'environ 0,5 g DBO₅C/m²/d.

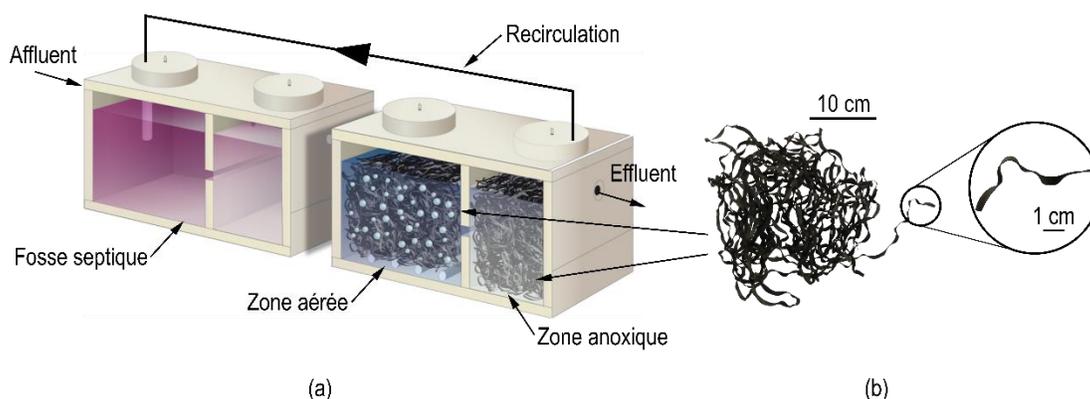


Figure 1.7 : Schématisation d'un (a) système Bionest typique incluant (b) le support bactérien BIONEST^{MD} (adapté de Bionest (2011))

Pour l'augmentation de la capacité des EAF, Bionest a développé la technologie KAMAK^{MC} (voir la section 3.2) permettant d'incorporer le SBF BIONEST^{MD} au sein des étangs. Le développement de cette technologie a débuté par une première phase expérimentale (Baillargeon, 2013) qui a été réalisée au sein d'une installation de type EAF pleine échelle (Wemotaci, QC) caractérisée par des conditions d'opérations très froides (<1°C) en période hivernale. Le deuxième et dernier étang du système d'EAF étudié était séparé en deux pour effectuer une comparaison côte-à-côte des performances entre l'étang original (côté témoin, sans modification) et l'étang amélioré avec le SBF. Les résultats obtenus par Baillargeon (2013) ont permis de quantifier l'augmentation de la capacité pour ce qui est de l'enlèvement de l'azote ammoniacal en présence d'une faible charge en matière organique (<25 g/m³ de DBO₅C). Lors des périodes pendant lesquelles la nitrification était efficace, soit lorsque la température était au-dessus de 8°C, un abattement moyen de 95% de l'azote ammoniacal a été observé

dans l'EA amélioré par rapport à 8% dans l'EA standard. En parallèle des essais pleine échelle, des réacteurs pilotes ont été opérés dans le but de quantifier l'influence de la température d'opération, du débit d'alimentation et de la quantité de support bactérien (surface disponible) sur les performances de nitrification. Les résultats obtenus par Baillargeon (2013) ont montré une influence variable de la température en fonction des autres conditions d'opération. Selon ces conditions, des coefficients de température allant de 1,01 à 1,08 ont permis, avec la relation d'Arrhenius, de décrire l'effet de la température sur les taux de nitrification ($\text{g NH}_4\text{-N/m}^2/\text{d}$).

À la suite de cette première phase de développement, deux autres études pilotes ont été menées à Grandes-Piles, QC, pour évaluer, d'une part, la capacité de traitement du support BIONEST^{MD} dans un contexte de dégradation carbonée et de nitrification simultanée, et d'autre part, la décantabilité des solides produits au sein des pilotes. Les objectifs spécifiques de la première étude (Boutet et al., 2018) étaient d'évaluer l'influence de la température et de la charge organique surfacique sur les performances de dégradation carbonée et de nitrification des réacteurs pilotes. Des taux de dégradation de la matière organique soluble allant jusqu'à 15 g DBO₅C soluble (DBO₅Cs) par m² de support par jour et 25 g DCO soluble (DCOs) par m² par d ont été observés. L'effet de la température d'opération et de la charge sur la dégradation carbonée s'est seulement fait ressentir à température froide (<1°C) et à charge élevée (>5 g DBO₅C/m²/d). Une baisse de l'efficacité a été mesurée dans ces conditions. Ces conditions étaient également associées à une augmentation notable de l'épaisseur du biofilm. La température d'opération et la charge ont eu un effet significatif sur la nitrification (Figure 1.8). Un taux de nitrification de 2,1 g NH₄-N/m²/d a été mesuré à 16°C tandis que sous 1°C, un taux maximal de 0,3 g NH₄-N/m²/d a été mesuré (50% d'enlèvement). Un coefficient de température de 1,16 a permis de caler l'effet de la température décrit avec une relation d'Arrhenius sur les résultats expérimentaux obtenus (Boutet, 2016). Cette relation n'a cependant pas montré une bonne corrélation avec les performances observées à des températures en-deçà de 1°C.

Pour ce qui est de la seconde étude (Patry et al., 2018) portant sur la décantabilité des solides produits au sein des réacteurs pilotes, les résultats ont permis de conclure sur l'effet significatif de la température d'opération sur le potentiel de décantation des particules. Les pilotes opérés aux températures intermédiaires (approximativement 10°C) ont produit les solides auxquels est associé le meilleur potentiel de séparation solide-liquide. Une proportion plus élevée de particules de grande taille dont la sédimentation est plus rapide a été retrouvée dans l'effluent de ces pilotes. Pour ce qui est de la charge, l'effet mesuré ne s'est pas avéré significatif (Patry, 2016).

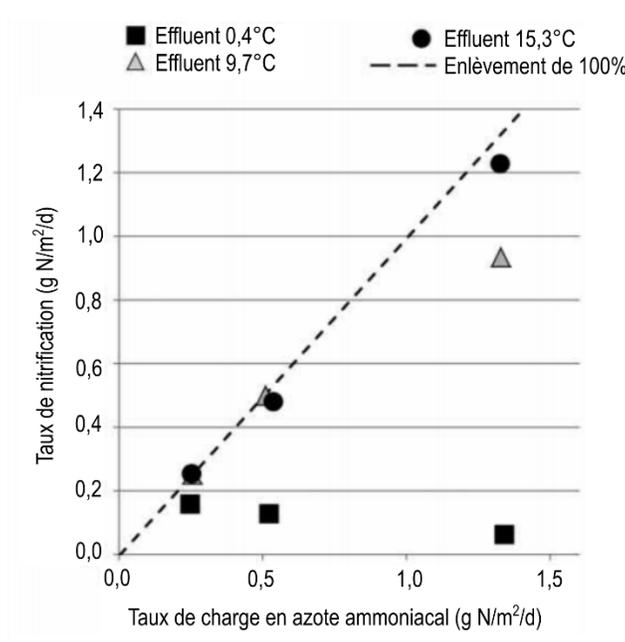


Figure 1.8 : Taux de nitrification en fonction de la charge en azote ammoniacal (adapté de Boutet et al. (2018))

1.3 Modélisation des processus clés s’opérant au sein des EAF à capacité augmentée avec biofilm

Les processus clés s’opérant au sein des EAF à capacité augmentée sont définis ici comme les processus d’intérêt du point de vue des préoccupations actuelles. Ces préoccupations concernent la qualité de l’effluent en ce qui a trait aux composants azotés (associés principalement à la toxicité), aux composants carbonés (associés principalement à la demande en oxygène dans les cours d’eau récepteurs) et aux matières en suspension (associées à une multitude de problématiques pour les cours d’eau récepteurs). Elles concernent également les coûts d’opération des systèmes qui, dans le cas des EAF et des EAF à capacité augmentée, sont liés principalement à l’aération et à la vidange périodique des boues. Les processus principaux influençant les concentrations en composants d’intérêt à l’effluent, les besoins en OD (aération) et l’accumulation des boues sont : la dégradation de la matière organique par les organismes hétérotrophes, la nitrification par les organismes autotrophes, la dénitrification par les organismes hétérotrophes, le transport solide (sédimentation et remise en suspension) et la digestion anaérobie des sédiments.

Dans le cas des technologies à biofilm comme le KAMAK^{MC}, permettant l’augmentation de la capacité des EAF, les processus biologiques de traitement aérobie s’opèrent, par hypothèse, principalement dans le biofilm. Cette hypothèse est basée sur le fait que l’aération est concentrée dans la portion du système occupée par le support bactérien. Par conséquent, la description d’une technologie comme le KAMAK^{MC} passe nécessairement par la

modélisation du biofilm multi-espèces dans lequel s'effectue à la fois la dégradation carbonée, la nitrification et la dénitrification. Ce dernier processus se fait dans les portions anoxiques du biofilm, en présence de nitrates.

1.3.1 Approches générales de modélisation des biofilms

Il existe plusieurs modèles mathématiques décrivant de manière plus ou moins complexe les biofilms. Il est conseillé de choisir le modèle le plus simple incluant suffisamment de composants et de processus pour atteindre l'objectif de l'exercice de modélisation (Rittmann et al., 2018). D'un point de vue très macroscopique, le bilan de masse global d'un composant C sur un réacteur à biofilm peut être formulé comme suit (Wanner et al., 2006) :

$$V \frac{dC}{dt} = Q(C_{aff} - C) + j_F A_F \quad \text{Équation 1.7}$$

où V (m³) est le volume de la masse d'eau, C (g/m³) la concentration d'un composant dans la masse d'eau, t (d) le temps, Q (m³/d) le débit, C_{aff} (g/m³) la concentration du composant dans l'affluent, j_F (g/m²/d) le flux du composant à travers la surface du biofilm et A_F (m²) la surface du biofilm.

Pour décrire les transferts de la masse d'eau au biofilm (terme j_FA_F de l'Équation 1.7), il faut modéliser à l'échelle du biofilm. Les modèles de biofilm les plus simples sont des modèles à une dimension (1D) qui incluent le fait que le taux de transfert des substrats dans le biofilm peut limiter les performances du système au même titre que le potentiel de dégradation des bactéries qui se trouvent au sein du biofilm (réaction 1D avec diffusion). Cette spécificité les distingue des modèles de cultures libres dans lesquels la considération de la limitation du transfert des substrats n'est généralement pas explicite. Dans ces derniers, elle est incluse dans la constante de demi-saturation K_s qui entre dans le calcul des cinétiques réactionnelles (Rittmann et al., 2018). L'équation typique de bilan de masse dynamique pour la modélisation 1D d'un biofilm avec diffusion et réaction dans la matrice du biofilm est la suivante (Wanner et al., 2006) :

$$\frac{dC}{dt} = \frac{d}{dx} \left(D \frac{dC}{dx} \right) + r \quad \text{Équation 1.8}$$

où C (g/m³) est la concentration d'un composant, t (d) est le temps, x (m) est la direction spatiale perpendiculaire au support bactérien, D (m²/d) est le coefficient de diffusion moléculaire du composant et r (g/m³/d) est le taux de la réaction. Les modèles de biofilm 1D ont été utilisés avec succès dans plusieurs études pour prédire la croissance à court et long terme des biofilms (Horn & Lackner, 2014). La modélisation a également permis d'améliorer la compréhension des interactions au sein des biofilms multi-espèces. Cependant, vu les nombreuses hypothèses posées pour utiliser les modèles 1D, la dynamique spatiale de croissance du biofilm ainsi que les interactions entre le biofilm et le substrat sont simplifiées par rapport à la réalité. Par exemple, les

modèles 1D ne permettent pas une caractérisation de la morphologie multidimensionnelle que présentent les biofilms réels (Wang & Zhang, 2010).

Pour répondre aux questionnements laissés sans réponse par les modèles 1D, des modèles permettant de décrire les biofilms en considérant 2 ou 3 dimensions (2D ou 3D) ont été développés. Une étude précise des mécanismes de détachement et d'attachement des particules à la surface des biofilms, d'incorporation des substances polymériques exo-cellulaires à la structure des biofilms et de développement de la structure des biofilms passe nécessairement par l'utilisation des modèles de biofilms 2D ou 3D (Horn & Lackner, 2014). Cependant, étant donné que la complexité de ces modèles est considérée comme trop élevée pour l'application visée dans cette thèse, les modèles 2D et 3D ne seront pas traités plus en détail.

1.3.1.1 Modèles 1D de biofilm multi-espèces

Pour décrire de manière simultanée la transformation de différents substrats au sein d'un réacteur à biofilm, il est nécessaire de considérer la croissance de plusieurs types de biomasse dans le modèle de biofilm. Cette approche peut impliquer différents niveaux de complexité. Quatre exemples de modèles 1D pseudo-analytiques (modèles impliquant un nombre limité d'équations algébriques pouvant être résolues à la main ou à l'aide d'un chiffrier) sont présentées par l'IWA (International Water Association) Task Group on Biofilm Modeling (Wanner et al., 2006). L'utilisation de ce type de modèles simples permet d'éliminer certaines simplifications pouvant être jugées excessives tout en conservant un temps de calcul très faible. Les distinctions entre les quatre modèles pseudo-analytiques proposés par l'IWA sont présentés au Tableau 1.5.

Tableau 1.5 : Exemples de modèles 1D pseudo-analytiques de biofilm multi-espèces (Wanner et al. (2006))

Modèle	Caractéristiques distinctives
1	<ul style="list-style-type: none"> • Aucune interaction entre les hétérotrophes et les nitrifiantes.
2	<ul style="list-style-type: none"> • La seule interaction concerne la consommation d'azote pour la synthèse nette des hétérotrophes. • La biomasse nitrifiante produite est calculée à partir de la production nette de biomasse et incluse dans le bilan de masse sur l'azote ammoniacal.
3	<ul style="list-style-type: none"> • Les interactions sont la consommation d'azote pour la synthèse nette des hétérotrophes et la compétition pour l'espace. • Les nitrifiantes et les inertes existent dans les couches derrière les hétérotrophes. • La résistance pour le transfert de masse d'azote ammoniacal est augmentée dans la couche d'hétérotrophes. • Les nitrifiantes et les inertes ont des taux de détachement réduits.
4	<ul style="list-style-type: none"> • Les interactions sont la consommation d'azote pour la synthèse nette des hétérotrophes et la compétition pour l'espace. • Les densités des hétérotrophes, des nitrifiantes et des inertes s'additionne selon l'habilité de chacune des biomasses à compétitionner pour donner la densité maximale de biomasse.

Des modèles 1D plus complexes peuvent également être utilisés pour calculer de manière dynamique l'évolution d'un biofilm multi-espèces. Ces modèles sont dits numériques et nécessitent l'utilisation d'un logiciel permettant de résoudre numériquement un système d'équations différentielles non-linéaires partielles (Wanner et al., 2006). Dans le logiciel de simulation d'usines de traitement des eaux usées WEST de DHI (Hørsholm, Denmark) (Vanhooren et al., 2003), par exemple, il est possible de simuler dynamiquement un système à biofilm à l'aide d'un modèle 1D numérique. Dans le modèle, les gradients de concentrations sont simulés par un nombre (par défaut 10) de couches homogènes dans lesquelles les processus de dégradation sont modélisés en suivant les équations des modèles biocinétiques de la suite ASM (Henze et al., 2000).

Le modèle de biofilm développé par Gujer et Wanner (1990) est un exemple d'approche avancée de modélisation 1D des biofilms. Leur modèle ne fait pas la simplification de distribution homogène des différentes biomasses. Il permet de décrire, en fonction de la pénétration des substrats et des cinétiques de croissances des biomasses, l'évolution du profil (proportions des composants particuliers en fonction de l'épaisseur) d'un biofilm dans le temps. La Figure 1.9 montre un profil typique de biofilm multi-espèces dans lequel une compétition a lieu entre les bactéries hétérotrophes, les autotrophes et les particules inertes pour l'OD et l'espace. Étant donné la relative similitude entre les coefficients de diffusion des différents substrats, ce sont les différences importantes entre les taux de croissances des différentes biomasses qui causent principalement la stratification présentée à la Figure 1.9 (Horn & Lackner, 2014).

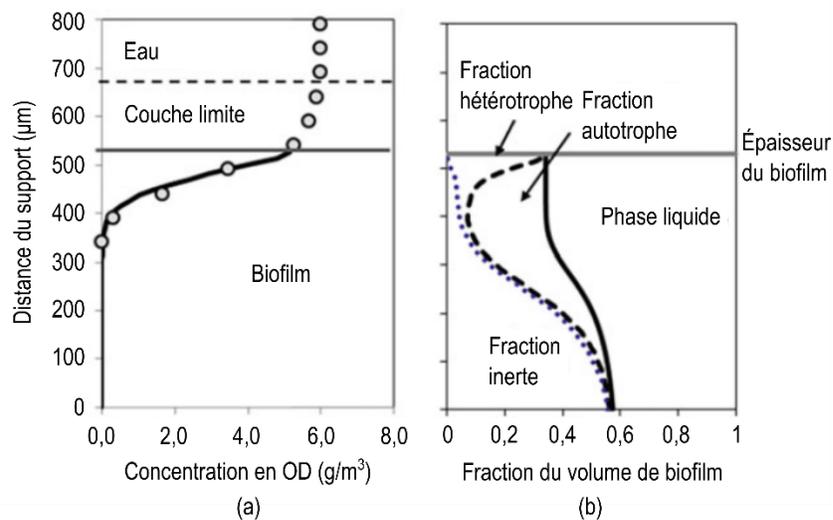


Figure 1.9: Simulation du (a) profil d'oxygène et de la (b) distribution des espèces dans un biofilm hétérotrophe/autotrophe (adapté de Horn et Hempel (1997))

À mi-chemin entre les modèles 1D pseudo-analytiques et les modèles numériques pures se positionne un modèle de biofilm multi-espèces simplifié développé par Rauch et al. (1999). Ce modèle permet de modéliser

de manière dynamique l'évolution du biofilm, mais en simplifiant une partie du problème. L'intérêt de l'approche simplifiée proposée par Rauch et al. (1999) est qu'elle permet de réduire substantiellement le temps de calcul par rapport à une approche 1D numérique pure tout en permettant une description suffisamment précise du biofilm multi-espèces. L'idée principale est de séparer le calcul de la diffusion des substrats dans le biofilm du calcul des processus de transformation. La première étape est réalisée en considérant un régime pseudo-permanent pour la diffusion et en résolvant analytiquement le problème. La profondeur de pénétration adimensionnelle β (sans unité) des différents substrats, relative à l'épaisseur du biofilm L (m), est définie en fonction des coefficients de diffusion D (m^2/d), des concentrations en substrats S_0 (g/m^3) dans la colonne d'eau et des taux des réactions r ($g/m^3/d$) impliquant ces substrats :

$$\beta = \sqrt{\frac{2DS_0}{rL^2}} \quad \text{Équation 1.9}$$

$$\text{avec } r = -\mu Xv$$

où μ (d^{-1}) est le taux de croissance spécifique maximal de la biomasse considérée, X (g/m^3) est la concentration en biomasse et v (sans unité) est le coefficient stœchiométrique. Le résultat final de la première étape est une estimation de la fraction de chacune des biomasses qui sont actives à un temps donné. La Figure 1.10 présente six résultats finaux possibles pour cette première étape. Les Φ (sans unité) calculés sont les fractions des différentes biomasses actives. Ces fractions sont fonction des profondeurs de pénétration des différents substrats β . Lors de la seconde étape de la procédure, les équations décrivant les processus de transformation sont résolues de manière dynamique en utilisant les équations de biocinétique d'un modèle comme ceux de la suite ASM (Henze et al., 2000). Pour la résolution, les espèces bactériennes sont considérées comme distribuées de manière homogène dans le réacteur, comme dans le cas de BA, mais avec seulement une fraction active (Φ) pour chacune des biomasses.

1.3.1.2 Interactions entre le biofilm et la colonne d'eau

L'inclusion de processus de transfert entre le biofilm et la colonne d'eau est essentielle dans un modèle complet de réacteur à biofilm. La colonne d'eau constitue la source de substrats dans la plupart des systèmes à biofilm (Wanner et al., 2006). Le transport des substrats solubles entre la colonne d'eau et le biofilm est généralement gouverné à la fois par la diffusion et l'advection. Ces deux processus sont, dans la plupart des modèles, appliqués au sein d'une couche limite entre le biofilm et la colonne d'eau. L'épaisseur L_L (m) de cette couche est fonction des conditions hydrauliques (vitesse d'écoulement et turbulence) régnant au sein du réacteur et elle régit la résistance au transfert de masse. Plus l'épaisseur de la couche limite est grande, plus la résistance est

élevée. Le flux massique j_n ($\text{g/m}^2/\text{d}$) perpendiculaire au biofilm, proportionnel à la différence de concentration entre la surface du biofilm (C_{LF} , g/m^3) et la colonne d'eau (C_B , g/m^3), s'exprime comme suit :

$$j_n = \frac{D}{L_L} (C_B - C_{LF}) \quad \text{Équation 1.10}$$

où D (m^2/d) est le coefficient de diffusion d'un substrat donné. L'épaisseur de la couche limite peut être calculée empiriquement en utilisant une des nombreuses corrélations empiriques définies dans la littérature (Horn & Lackner, 2014) pour estimer le nombre adimensionnel de Sherwood qui est lui souvent exprimé en fonction des nombres de Reynolds (longueur caractéristique fois la vitesse d'écoulement sur la viscosité cinématique de l'eau) et de Schmidt (viscosité cinématique de l'eau sur le coefficient de diffusion du substrat).

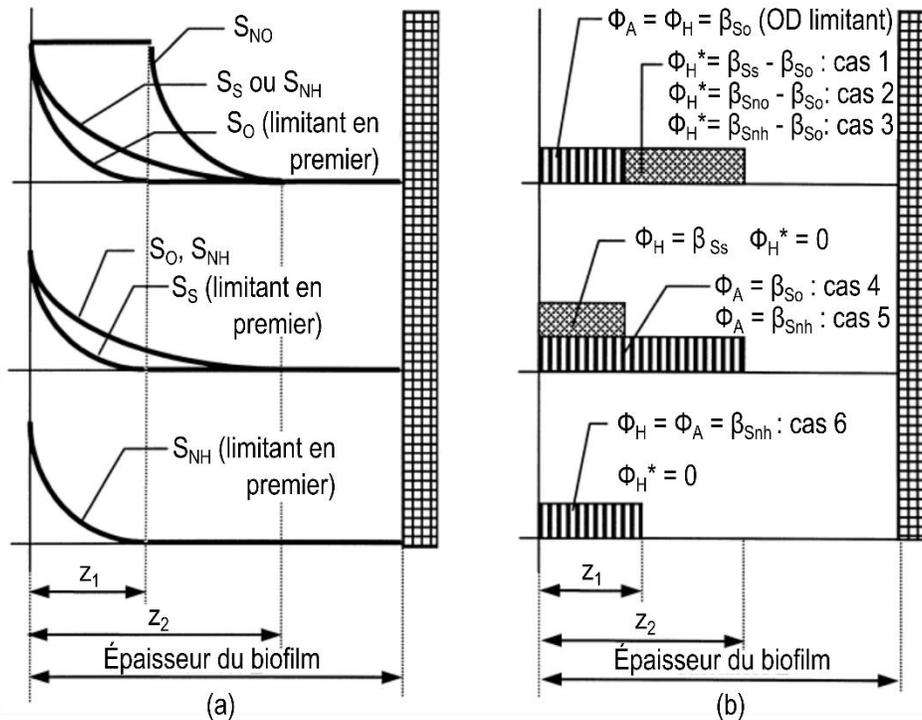


Figure 1.10 : Six scénarios possibles de (a) pénétration dans le biofilm des différents substrats et de fractions actives résultantes pour les biomasses autotrophes, hétérotrophes en conditions aérobie et hétérotrophes en conditions anoxie (adapté de Rauch et al. (1999))

Les échanges de matière particulaire entre la colonne d'eau et le biofilm sont également d'une grande importance lorsqu'on souhaite décrire adéquatement les systèmes à biofilm. Ils impactent l'évolution de l'épaisseur du biofilm et, par conséquent, tous les processus de transport et de transformation des substrats qui sont soit directement liés à l'épaisseur (diffusion moléculaire) ou liés aux quantités des différents composants particuliers du biofilm (biomasses, substrat solide biodégradable, etc.). Le temps de rétention des solides (et

des différentes biomasses) au sein d'un réacteur à biofilm est fonction de ces échanges. Pour les décrire, il faut d'une part considérer le phénomène d'attachement des particules (biodégradables ou inertes) et des cellules bactériennes. Ce dernier est inclus dans les modèles comme une relation d'ordre 1 par rapport aux concentrations des différents composants particulaires présents dans la phase liquide (Rauch et al., 1999). D'autre part, le phénomène de détachement des particules de biofilm est à considérer. Le détachement inclut les phénomènes d'érosion, de desquamation, d'abrasion et de prédation par des organismes supérieurs. L'érosion est causée par les forces résultant du mouvement du fluide en contact avec le biofilm tandis que l'abrasion est causée par la collision entre les particules. La desquamation, tant qu'à elle, réfère au détachement de grosses particules dont la taille est de l'ordre de l'épaisseur du biofilm. Souvent, les événements de desquamation n'ont pas un effet sur la totalité de la surface du biofilm tandis que l'érosion ou l'abrasion sont considérées comme ayant un effet homogène sur toute la surface (Morgenroth, 2003).

Les processus complexes et parfois hétérogènes de détachement peuvent être amalgamés dans une seule relation pour simplifier la modélisation. Horn et Hempel (1997) présentent le taux de détachement du biofilm k_d (m/d) comme une fonction de la vitesse à laquelle le biofilm évolue perpendiculairement au support u_f (m/d) :

$$\begin{aligned} \text{si } u_f \leq 0, \quad \text{alors } k_d &= 0 && \text{Équation 1.11} \\ \text{si } u_f > 0, \quad \text{alors } k_d &= k_{dt} * u_f \end{aligned}$$

où k_{dt} (sans unité) est le coefficient de détachement. Cette approche décrit le détachement comme continu dans le temps et se produisant à la surface du biofilm. Il est également possible de décrire le détachement comme étant distribué sur toute l'épaisseur du biofilm (Morgenroth, 2003). Ces deux approches deviennent toutefois équivalentes lorsque le modèle est construit en considérant une distribution homogène des composants particulaires dans le biofilm. Plusieurs facteurs autres que la vitesse de croissance du biofilm ont été utilisés pour décrire mathématiquement le taux de détachement des particules de biofilm (Wanner et al., 2006). Ces facteurs incluent, entre autres, l'épaisseur du biofilm, les forces de cisaillement à la surface du biofilm et le temps.

1.3.2 Dégradation de la matière organique et dénitrification

La suite de modèles de transformations biocinétiques ASM (Henze et al., 2000) permet de simuler la consommation, dans un système de traitement, des différents substrats par les différentes biomasses présentes. Cette suite a été développée à la base pour simuler ce qui se produit dans un système à BA, mais peut aussi être appliqué à des systèmes à biofilm, comme cela a été mentionné précédemment. La première version des modèles ASM, soit la version ASM1, permet entre autres de modéliser le métabolisme des bactéries

hétérotrophes qui réalisent à la fois plusieurs réactions résultant en l'oxydation des composés carbonés et la dénitrification.

En conditions aérobies, de l'oxygène est consommé pour transformer le substrat carboné soluble en biomasse hétérotrophe. En conditions anoxiques, l'oxygène peut être substitué par les nitrates. Une réaction d'hydrolyse est également incluse dans le modèle. Cette réaction permet de transformer le substrat particulaire en substrat soluble qui peut par la suite être utilisé pour la croissance des bactéries hétérotrophes.

Dans le modèle ASM1, la croissance bactérienne est décrite par des cinétiques de type saturation (cinétiques de Monod) telles que présentée ci-après sous une forme générale :

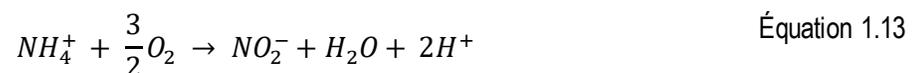
$$\rho = \frac{\mu S_S}{K_S + S_S} X_B \quad \text{Équation 1.12}$$

où ρ ($\text{g/m}^3/\text{d}$) est le taux de la réaction, μ (d^{-1}) est le taux de croissance maximale spécifique à la biomasse visée, K_S (g/m^3) est la constante de demi-saturation, S_S (g/m^3) est la concentration en substrat tandis que X_B (g/m^3) est la concentration en biomasse présente dans le réacteur.

Les réactions de dégradation de la matière organique et de dénitrification sont donc fonction de la quantité de biomasse présente et des concentrations en substrats dans le réacteur. À des concentrations en substrat faibles, une cinétique de saturation s'approche d'une cinétique d'ordre un tandis qu'à des concentrations en substrat élevées, elle s'approche d'une cinétique d'ordre zéro. Les paramètres de croissance des hétérotrophes (p.ex. μ) varient en fonction de la température. Une température plus froide est généralement associée à une croissance bactérienne plus lente. La relation d'Arrhenius (Équation 1.4) peut être utilisée dans le modèle pour considérer l'influence de la température.

1.3.3 Nitrification

Le processus de nitrification est également décrit dans le modèle ASM1 (Henze et al., 2000). La nitrification s'y fait en une seule étape de transformation directe de l'azote ammoniacal en biomasse autotrophe nitrifiante et en nitrates. Cette réaction est associée à une consommation d'alcalinité. Cette consommation d'alcalinité est induite par la production d'ions H^+ lors de la réaction complète de nitrification (avec passage par les nitrites) qui est décrite par les deux équations suivantes :





La première réaction (nitritation) est réalisée par les bactéries qui oxydent l'azote ammoniacal tandis que la deuxième réaction (nitrification) est réalisée par les bactéries qui oxydent les nitrites. Ces deux biomasses ne sont pas distinguées dans le modèle ASM1. Une seule biomasse autotrophe nitrifiante est considérée dans le modèle.

La cinétique de croissance des bactéries autotrophes nitrifiantes est décrite de la même manière que pour les hétérotrophes dans le modèle ASM1, soit par le type saturation. Comme dans le cas de la croissance des hétérotrophes, les paramètres de croissance des nitrifiantes sont fonction de la température. Encore une fois, pour considérer l'influence de la température sur ces paramètres, la relation d'Arrhenius (Équation 1.4) peut être utilisée.

1.3.4 Sédimentation

En raison de l'absence de recirculation permettant de concentrer les solides, l'ordre de grandeur des concentrations en solides en suspension dans les systèmes de type EAF à capacité augmentée ou non est significativement plus faible que dans le cas des BA (Metcalf & Eddy, 2003). Une sédimentation est tout de même nécessaire au sein des EAF pour assurer une séparation solide-liquide avant le rejet au milieu récepteur. Cette sédimentation peut s'apparenter davantage à une décantation primaire dans une usine mécanisée typique où les concentrations sont du même ordre (Metcalf & Eddy, 2003).

Plusieurs modèles de différentes complexités permettent de décrire la séparation solide-liquide au sein des décanteurs primaires. La plupart des modèles n'utilisent qu'une seule vitesse de sédimentation pour caractériser les solides présents dans l'affluent du décanteur primaire. Cependant, l'hétérogénéité des particules fait en sorte qu'une telle hypothèse simplifie de manière potentiellement excessive le processus de décantation primaire. Pour prendre en considération cette hétérogénéité, différentes approches considérant la variabilité des vitesses de sédimentation ont été mises en application (Bachis et al., 2015; Lessard & Beck, 1988; Maruéjols et al., 2015). Des relations entre les concentrations en solides et les distributions de la vitesse de sédimentation (Bachis et al., 2015) ainsi que des relations entre les distributions de la vitesse et le type d'eau à traiter (Lessard & Beck, 1988; Maruéjols et al., 2015) ont été trouvées et utilisées dans le cadre de méthodologies de modélisation de la décantation primaire.

En ce qui a trait à la décantation des solides produits au sein des réacteurs à biofilm, plusieurs études ont permis de mettre en lumière des relations significatives ou des tendances entre certains paramètres d'opération et les caractéristiques des solides produits. La décantabilité des solides étant directement affectée par certaines de

ces caractéristiques (densité, forme, taille, etc.), il est intéressant de considérer ces relations pour modéliser la sédimentation des solides. Il a été démontré que l'hydrodynamique des réacteurs (Chang et al., 1991; Vieira et al., 1993), la température d'opération (Hoang et al., 2014; Patry et al., 2018) ainsi que la charge organique appliquée (Karizme et al., 2014; Ødegaard, 2000) affectent de manière significative les propriétés du biofilm et des solides détachés se trouvant à l'effluent des réacteurs. Par exemple, pour ce qui est des deux derniers paramètres cités, les auteurs stipulent que l'application d'une faible charge organique (environ 4 à 9 g DCO/m²/d) ou l'opération à une température intermédiaire (d'environ 10°C) permet une optimisation de la décantabilité des solides produits. Il est cependant à noter que le type de support bactérien utilisé et la configuration des réacteurs à biofilm n'était pas la même pour toutes les études citées ci-avant.

1.3.5 Activité des boues

1.3.5.1 Approche générale de modélisation de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie est un processus qui inclut une multitude de réactions. Plusieurs modèles ont été développés pour décrire plus ou moins dans le détail ces réactions et la vitesse à laquelle elle se produisent. La Figure 1.11 montre un exemple de flux de la DCO dans le modèle ADM1 développé par l'«IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes» (Batstone et al., 2002). Les grandes étapes incluses dans ce modèle, qui représente l'état de l'art pour ce qui est de la modélisation des procédés de digestion anaérobie, sont énumérées dans la partie gauche de la figure. Ces étapes décrivent la transformation de la DCO particulaire (les sédiments dans le cas des EAF) en biogaz composé principalement de méthane.

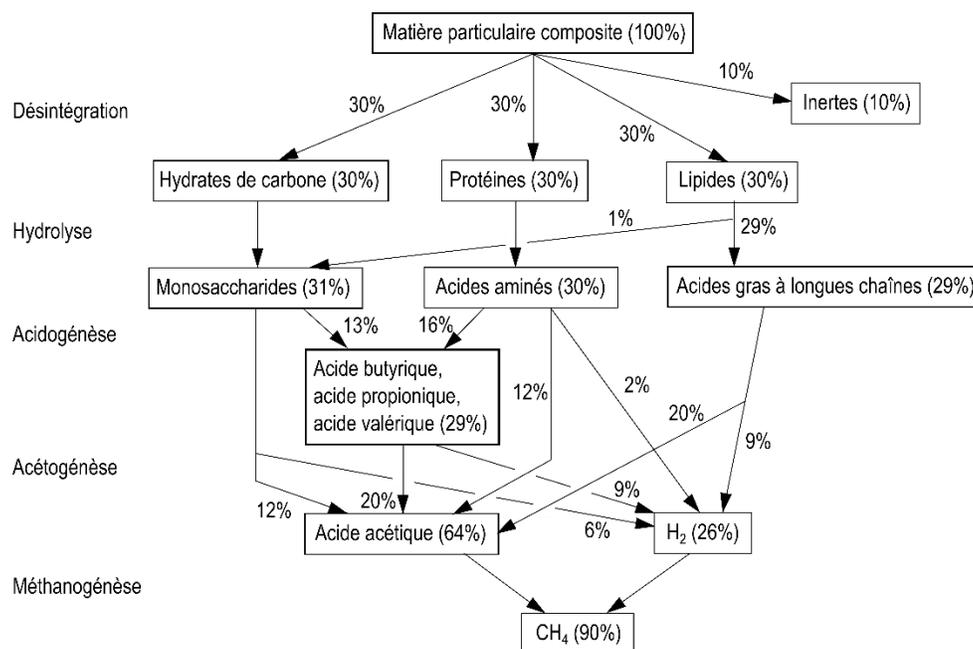


Figure 1.11 : Flux de la DCO utilisé dans le modèle ADM1 à partir de matière particulaire composite (adapté de Batstone et al. (2002))

Les vitesses des réactions incluses dans le modèle ADM1 dépendent de la température d'opération. Dépendamment de la gamme de températures observées dans un système, une biomasse adaptée est favorisée. Pour les digesteurs, l'opération se fait typiquement dans les gammes favorisant les organismes mésophiles (20-40°C) ou thermophiles (45-70°C). La digestion peut toutefois également avoir lieu dans des conditions favorisant les organismes psychrophiles (4-15°C). À l'intérieur de ces gammes, la dépendance à la température suit la relation d'Arrhenius jusqu'à l'optimum (35 et 55°C pour les mésophiles et les thermophiles respectivement), après quoi une chute rapide à 0 est observée pour les différents taux.

Plusieurs modèles de digestion simplifiés par rapport à ADM1 sont décrits dans la littérature. Ces modèles, justifiés par les objectifs spécifiques de chacun des auteurs, incluent généralement de 1 à 5 étapes (comme ADM1) impliquant des types différents de microorganismes. Le modèle proposé par Lessard et Desjardins (1994) est un exemple de modèle simplifié avec un amalgame des réactions en deux étapes, soit l'hydrolyse-fermentation et l'acidogénèse-méthanogénèse. Les boues sont divisées dans ce modèle en une fraction biodégradable (MVESb) et une fraction non-biodégradable (MVESnb). La première étape d'hydrolyse-fermentation est gouvernée par l'hydrolyse (réaction d'ordre 1) qui est considérée comme la portion limitante de l'étape (Eastman & Ferguson, 1981). Les acides gras volatils (AGV) formés lors de la première étape sont par la suite transformés en méthane par les populations acétogènes et méthanogènes lors de la deuxième étape. Une seule cinétique de type saturation (Monod) est utilisée pour décrire la consommation des AGV, la croissance bactérienne et la production de méthane.

1.3.5.2 *Intégration de l'accumulation et de la digestion anaérobie dans les modèles d'EAF*

Étant directement associée avec la vidange des boues qui constitue un des enjeux majeurs lié à l'opération des EAF, la quantification de l'accumulation des boues est d'un grand intérêt. Le modèle complet d'EAF développé par Houweling et al. (2008) inclut une couche de sédiments dont l'évolution de la concentration en solides reflète l'accumulation des boues au fil du temps. Cette couche est alimentée par la matière particulaire contenue dans la colonne d'eau. Mis à part une concentration en MES fixée par l'utilisateur qui sort avec l'effluent, toute la matière particulaire est retenue dans la couche de sédiments. À l'intérieur de cette dernière, un modèle simple de digestion menant à la production de méthane est inclus. Une réaction d'ordre 1 de transformation de la matière particulaire considérée inerte dans le modèle ASM (utilisé pour les transformations dans la colonne d'eau) en matière biodégradable pouvant être digérée dans la couche de sédiments est incluse dans le modèle. Cette réaction permet de décrire adéquatement l'évolution non-linéaire des quantités de boues dans l'étang. La digestion des boues limite l'accumulation de ces dernières.

Cette relation a été décrite antérieurement par Marin (1986) qui réalise un bilan de masse à long terme (1 an) sur les solides dans l'EAF pour quantifier leur accumulation. Il calcule l'accumulation en se basant premièrement sur la fraction non-biodégradable de la DCO à l'affluent pour estimer la fraction non-biodégradable des MVES contenues dans l'affluent. Le contenu particulaire de l'effluent est ensuite soustrait tandis que la production de boues associée à la croissance bactérienne est ajoutée pour compléter l'apport en solides. Comme pour les solides de l'affluent (même fraction), seule la portion non-biodégradable de la biomasse est considérée pour l'accumulation. Un calcul de décomposition (équation d'ordre 1) est par la suite appliqué pour considérer la digestion à long-terme de la matière organique considérée comme non biodégradable à court-terme et évaluer l'accumulation totale nette de boues. Une dégradation annuelle moyenne de 60% des MVES non biodégradables à court-terme est considérée par l'auteur.

1.3.5.3 Autres interactions entre les sédiments et la colonne d'eau

Les échanges entre les sédiments et la colonne d'eau peuvent affecter la qualité de l'effluent d'un EAF (Chabir et al., 2000). Ces échanges peuvent concerner les composants solubles comme les composants particuliers. Certains sous-produits solubles de la digestion anaérobie tels que l'azote ammoniacal, les phosphates et la DCOs (sous forme d'AGV) (Desjardins, 1992) ne sont pas désirés dans l'effluent. Les relargages d'azote ammoniacal et de DCOs – d'intérêt dans cette thèse – sont décrits dans plusieurs modèles avec l'inclusion de réactions d'hydrolyse et de fermentation (Batstone et al., 2002; Desjardins & Lessard, 1992; Siegrist et al., 2002). Ces réactions sont entre autres incluses dans le modèle de digestion de Lessard et Desjardins (1994). Le taux de production d'azote ammoniacal y est considéré comme proportionnel au taux d'hydrolyse des MVESb. Pour ce qui est de l'hydrolyse des composants particuliers pouvant générer des relargages de DCOs, une réaction d'ordre 1, par rapport à la quantité de biomasse responsable de l'hydrolyse, est généralement utilisée pour décrire le processus (Batstone et al., 2002).

La perturbation de la couche de sédiments présente dans les EAF peut entraîner la remise en suspension de particules qui peuvent par la suite être transportés vers l'effluent. Ce phénomène peut, entre autres, être causé par une aération intermittente dans l'étang. Cela a été décrit par Jupsin et Vasel (2007) à l'aide d'une relation d'ordre 1. Ils rapportent des coefficients de remise en suspension plus élevés pour des puissances d'aération plus grandes. Des auteurs rapportent également la possibilité de remise en suspension causée par la production de gaz par les algues (photosynthèse) et les microorganismes (digestion anaérobie) présents dans les sédiments (Durako et al., 1982; Lastein, 1976). Cela est rapporté pour des environnements d'étangs naturels et de lacs qui s'apparentent aux EAF. Actuellement, ces phénomènes ne sont toutefois pas inclus dans les modèles d'EAF.

2 Objectifs

L'objectif général du projet de recherche dont il est question dans cette thèse est de fournir une base de connaissances solide relativement à une des solutions disponibles pour augmenter la capacité des EA. Cette solution consiste en l'intégration d'un SBF au sein des EA. Malgré l'avènement de plusieurs technologies s'appuyant sur cette solution (voir les sections 1.2.2.2 et 1.2.2.3), peu de données ont été publiées pour démontrer la viabilité à l'échelle réelle de ce concept pour l'augmentation d'EA fortement chargés (charge hydraulique et organique). Cette thèse vise donc, d'une part, la quantification, à l'échelle réelle et sur le long-terme, du potentiel de ce type de technologie pour l'enlèvement simultané de la matière organique et de l'azote ammoniacal par nitrification. D'autre part, la thèse vise à améliorer la compréhension de ce type de technologie dans sa globalité, c'est-à-dire en tenant compte de tous les processus clés s'opérant au sein des EA à capacité augmentée (voir la section 1.3). Le cas étudié pour l'atteinte de ces objectifs est un système KAMAK^{MC} de l'entreprise Bionest (voir la section 3.2). Plus particulièrement, le système étudié est la première version pleine échelle de la technologie qui est installée dans les EAF de Grandes-Piles (QC).

Les objectifs de recherche spécifiques traités dans l'étude sont de :

- Suivre en continu les performances du système dans le but de générer une base de données permettant d'évaluer objectivement les performances de la technologie en ce qui a trait à la nitrification et à l'enlèvement de la matière organique, et ce en fonction de la variété de conditions d'opération pouvant être observées au cours d'une année (objectif principalement abordé aux chapitres 4 et 6);
- Comprendre les interactions entre les différents processus clés s'opérant au sein du système, soit la sédimentation, la digestion anaérobie, la dégradation aérobie de la pollution carbonée, la nitrification et la dénitrification, dans une optique d'identification des principaux défis associés à l'opération de la technologie (objectif principalement abordé aux chapitres 5, 6 et 9);
- Modéliser mathématiquement et de manière intégrée le système étudié sur la base des connaissances acquises à partir des mesures expérimentales dans le but d'expliquer les variations de performance observées sur une année complète (objectif principalement abordé aux chapitres 7, 8, 9 et 10).

3 Méthodologie générale

3.1 Site expérimental de Grandes-Piles

3.1.1 Le bassin versant

Le système KAMAK^{MC} à l'étude dans cette thèse est installé dans le système de traitement des eaux usées de la municipalité de Grandes-Piles, au Québec (Figure 3.1). Cette petite municipalité de 415 habitants (Statistiques Canada, 2017) est située à environ 12 km au nord de la ville de Shawinigan, sur la rive est de la rivière Saint-Maurice. Son réseau d'égouts sanitaires draine l'entièreté des eaux usées de la municipalité vers une station de pompage qui remonte les eaux vers le système de traitement de type EA (voir la section 3.1.2). Le réseau d'égouts est équipé d'un ouvrage de surverse sur lequel très peu de débordements sont enregistrés (7 surverses en situations d'urgence de 2005 à 2013) (MAMOT, 2014). Selon les débits mesurés à l'entrée de la station de traitement, le réseau est affecté par les événements de pluie qui causent des démarrages plus fréquents des pompes, ce qui gonfle le débit d'entrée et occasionne une dilution des composants présents dans les eaux usées.



Figure 3.1 : Localisation géographique de la municipalité de Grandes-Piles, QC, Canada

Le cours d'eau récepteur des eaux traitées par la station de Grandes-Piles est la rivière Saint-Maurice. Cette dernière draine un bassin d'une superficie de 42 651 km² et a un débit moyen de 770 m³/s à une distance d'environ 25 km de l'embouchure (BVSM, 2016).

3.1.2 Système original de traitement des eaux usées de Grandes-Piles

La station de traitement des eaux usées originale de la municipalité de Grandes-Piles est qualifiée de type EAF à rétention réduite. Elle est composée d'un bassin circulaire à parois verticales en béton divisé en deux cellules égales. Le volume total des étangs est d'environ 1470 m³. Le débit utilisé par le MAMOT (2014) pour le calcul des exigences de rejet de la station est de 129 m³/d. Considérant ce débit de conception, le temps de rétention théorique moyen de la station est de 11,4 jours. Le temps de rétention moyen actuel, considérant les débits mesurés en 2017, est indiqué au Tableau 3.1. Les charges en DBO₅C et en MES utilisées pour le calcul des exigences de la station sont respectivement de 21 g/m³/d et de 26 g/m³/d.

Les EAF de Grandes-Piles sont équipés d'aérateurs statiques ATARA^{MC} (Premier Tech Aqua, Rivière-du-Loup, QC) dans la première cellule et dans la première portion de la deuxième cellule. La dernière portion des étangs est non-aérée pour permettre la sédimentation avant le rejet au milieu récepteur. Le système est alimenté avec de l'eau brute provenant de la station de pompage de la municipalité. La station n'est pas équipée de pré-traitement.

Les concentrations annuelles moyennes à l'effluent de la station originale de Grandes-Piles étaient, selon les données de 2013 (MAMOT, 2014), de 13 g/m³ (charge de 1,1 kg/d) pour la DBO₅C et de 38 g/m³ (charge de 3,2 kg/d) pour les MES.

3.2 Le système KAMAK^{MC}

3.2.1 Description générale

La technologie à l'étude dans cette thèse a été développée par l'entreprise Bionest et elle porte le nom KAMAK^{MC}. Il s'agit d'une technologie développée pour augmenter la capacité des systèmes de types EA. Un système KAMAK^{MC} peut être installé en complément à un système d'EA existant ou comme système original. La mise en place d'un système KAMAK^{MC} consiste en la division du volume d'EA en 5 zones ayant des rôles distincts de zones de clarification (3) et de zones de type réacteur à biofilm (2). Ces derniers sont équipés du support bactérien BIONEST^{MD} (Figure 3.4) ayant une surface spécifique importante (210 m²/m³ de support) permettant la croissance de biofilm au sein des étangs. Les avantages des cultures fixées sont exploités dans le KAMAK^{MC} pour gagner de la capacité de traitement par rapport aux cultures libres présentes au sein des EA conventionnels (voir la section 1.2.2). La division du volume de traitement en zones aux rôles distincts est aussi faite dans une optique d'optimisation (de l'hydraulique, de la séparation solide-liquide et de l'apport en OD) par rapport à des EA conventionnels. La Figure 3.2 présente le diagramme de procédé du KAMAK^{MC} avec l'alternance des différentes zones et les spécificités de chacune d'entre elles.

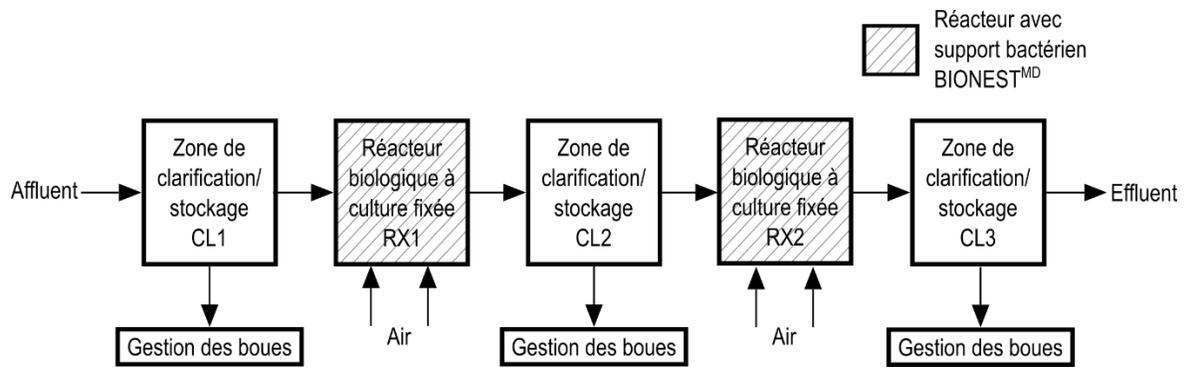


Figure 3.2 : Diagramme de procédé du système KAMAK^{MC} (adapté de MELCC (2017))

La première zone de clarification (CL1) agit à la fois comme dessableur, décanteur primaire et zone d'accumulation des sédiments. Elle a pour objectif de limiter l'apport en solides aux réacteurs à biofilm afin d'éviter leur colmatage et tous les problèmes de traitement qui s'y rattachent (surface de contact entre le biofilm et l'eau à traiter diminuée, diffusion limitée, etc.). La zone CL1, comme les deux autres zones de sédimentation (CL2 et CL3), est conçue comme un décanteur en considérant des charges superficielles de l'ordre de 1,1 à 1,8 m/j pour chacune des zones (MELCC, 2017). Une digestion anaérobie peut avoir lieu dans la couche de sédiments accumulée dans cette zone. Une aération minimale est appliquée à cette zone pour contrôler les odeurs.

La zone suivante, RX1, est le premier réacteur à biofilm. Il est conçu pour abattre la matière organique biodégradable soluble et une portion du particulaire adsorbé au biofilm. Vu le maintien d'une concentration en OD élevée et les taux de charges organiques de conception (MELCC, 2017), en se basant sur les données de l'étude à l'échelle pilote de Boutet et al. (2018), une nitrification simultanée partielle est également attendue dans RX1. Le temps de rétention hydraulique de conception pour RX1 (et RX2) est élevé comparativement aux critères de conception typiques pour certains réacteurs à biofilm comme les RSBF (Metcalf & Eddy, 2003). C'est principalement ainsi parce que la surface disponible par m³ de réacteur pour la croissance du biofilm ainsi que le taux de remplissage sont moindres pour les RX du KAMAKTM que dans le cas des RSBF. À charge surfacique égale, un TRH plus élevé est donc nécessaire dans le cas du KAMAKTM comparativement à un RSBF.

La zone qui suit RX1, CL2, est une zone de sédimentation et d'accumulation des solides (principalement secondaires) issus de RX1. Une digestion anaérobie peut également avoir lieu au sein de cette zone.

Sachant que plusieurs échanges peuvent être observés entre les sédiments et la colonne d'eau (voir la section 1.3.5.3), la zone RX2 est conçue pour traiter une faible charge (relativement à RX1) en matière organique

provenant des sous-produits de la digestion anaérobie et nitrifier l'azote ammoniacal n'ayant pas été nitrifié dans RX1 ou provenant des sous-produits de la digestion anaérobie. Pour RX2, un rapport matière organique biodégradable sur azote ammoniacal diminué par rapport à RX1 est visé afin d'optimiser les conditions de nitrification.

La dernière zone, CL3, est une zone de clarification finale permettant l'abattement des MES avant le rejet au milieu naturel. Cette zone agit également comme zone d'accumulation des sédiments où une digestion anaérobie peut s'opérer.

3.2.2 Le cas d'étude de Grandes-Piles

Le KAMAK^{MC} de Grandes-Piles constitue la première version pleine échelle de la technologie KAMAK^{MC}. La Figure 3.3, la Figure 3.4 et la Figure 3.5 montrent respectivement une vue générale de l'installation, une schématisation du système et de ses composants et un diagramme de procédé spécifique au système de Grandes-Piles. Étant donné que le système original de Grandes-Piles ne présente actuellement pas de surcharge (hydraulique ou organique) par rapport à ses charges de conception et que l'objectif du KAMAK^{MC} est de performer en conditions de charge élevée, seul la première partie (environ 1 tier) des EA de Grandes-Piles a été utilisé pour l'installation du KAMAK^{MC}. Les dimensions du système et de ses parties sont énumérées au Tableau 3.1.

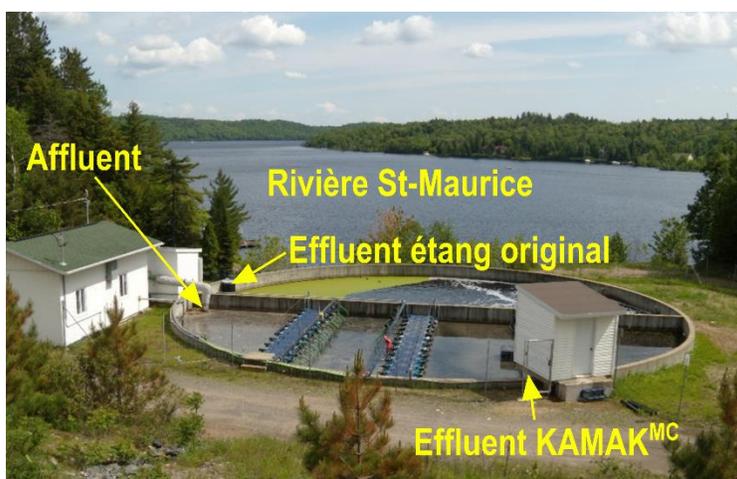


Figure 3.3 : Vue générale du système KAMAK^{MC} de Grandes-Piles

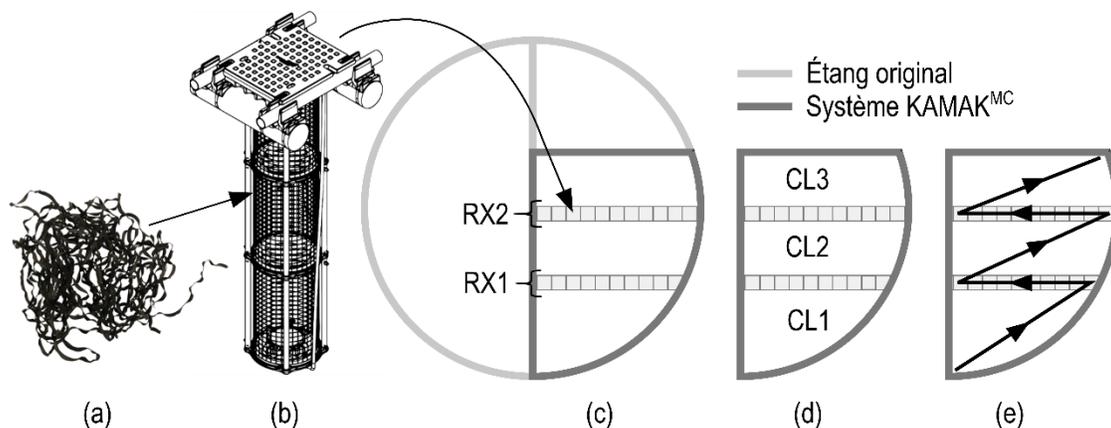


Figure 3.4 : Système KAMAK^{MC} de Grandes-Piles avec (a) le support bactérien BIONEST^{MD}, (b) les colonnes flottantes, (c) les réacteurs à biofilm RX1 et RX2, (d) les zones de sédimentation CL1, CL2 et CL3, et (e) le diagramme d'écoulement

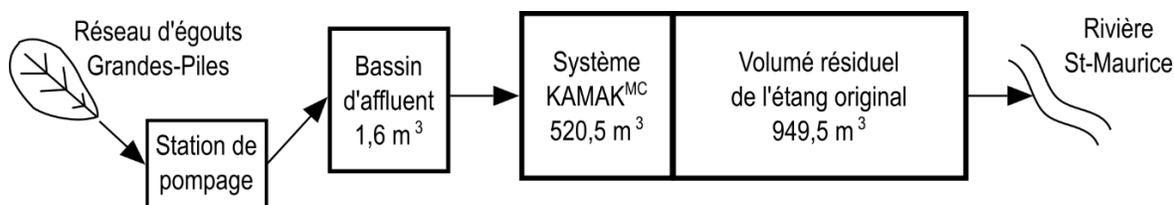


Figure 3.5 : Diagramme de procédé du système expérimental de Grandes-Piles

Tableau 3.1 : Dimensions et TRH moyen de l'étang original, du système KAMAK^{MC} et de ses parties

Caractéristiques	Étang original	KAMAK ^{MC} complet	CL1	RX1	CL2	RX2	CL3
Volume (m ³)	1470	520,5	149,5	34,5	149,5	37,5	149,5
TRH moyen (d) ^a	17,5	6,2	1,8	0,4	1,8	0,4	1,8
Nombre de colonnes	-	15	-	10	-	5	-
Surface disponible (m ²)	-	2127	-	1418	-	709	-

^aConsidérant les débits mesurés en 2017

La mise en fonction du KAMAK^{MC}, c'est-à-dire la fin de son installation dans l'étang de Grandes-Piles, a eu lieu en avril 2015. La ligne du temps présentée à la Figure 3.6 donne une vue d'ensemble des différents suivis effectués sur le système expérimental entre avril 2015 et juillet 2018. Les données utilisées dans cette thèse pour l'analyse des performances et la modélisation sont tirées des périodes de suivi incluses sur cette figure. Une ligne se terminant en flèche indique un suivi qui s'est poursuivi après juillet 2018.

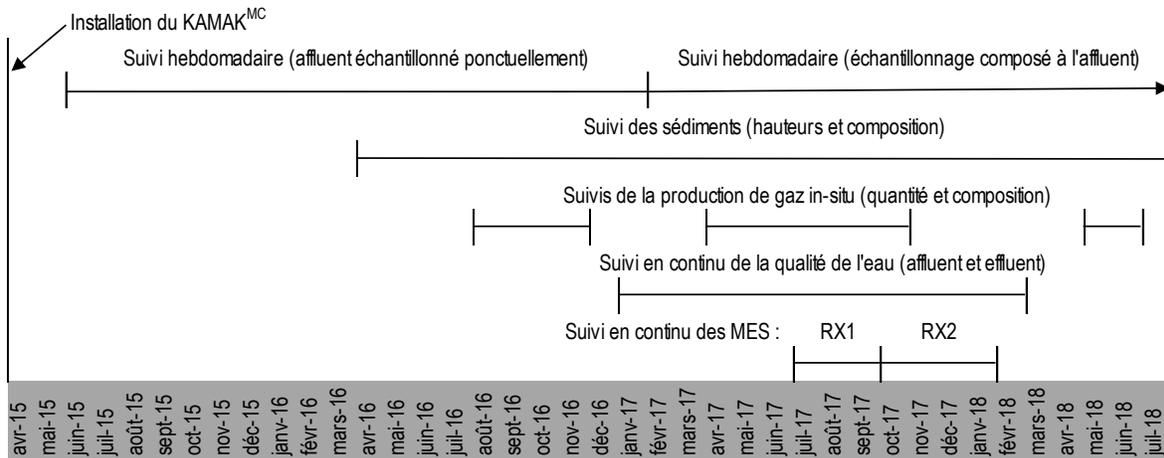


Figure 3.6 : Ligne du temps montrant les suivis effectués sur le système expérimental entre avril 2015 et juillet 2018

3.3 Mesure du débit

Le débit d'alimentation du système à l'étude a fait l'objet d'un suivi en continu à l'aide d'un débitmètre électromagnétique de marque MJK (Birkerød, Denmark), modèle MagFlux 7200, installé sur la conduite pressurisée faisant le lien entre la station de pompage de la municipalité et le bassin d'affluent (Figure 3.5) précédant les étangs. Le débitmètre était installé directement en amont du bassin d'affluent. Le signal du débitmètre était envoyé à un enregistreur de données Paperless Recorder de Fuji Electric (Tokyo, Japan) programmé pour enregistrer une mesure de débit par minute. Pour les fins d'analyse des séries de données et de modélisation, les données brutes de débit ont fait l'objet d'une transformation permettant de lisser les séquences de pompage (départs/arrêts des pompes) dans le but de simuler l'effet tampon observé dans le système. La méthodologie employée pour réaliser la transformation est décrite à l'annexe A. Cette transformation permet principalement de simplifier la modélisation de l'hydraulique du système (volumes des réacteurs fixes au lieu de variables) sans mesure de débit disponible à l'effluent et d'analyser conjointement les données de débit et de concentrations (calcul de charges, etc.) de manière cohérente.

3.4 Hydraulique du système

3.4.1 Essai au traceur

Afin de caractériser l'hydraulique du système à l'étude, un essai au traceur a été réalisé. La Rhodamine WT (Turner Designs (San Jose, CA, USA)) a été utilisée comme traceur pour l'essai. Ce traceur permet de minimiser les sources de biais pouvant affecter les résultats de l'essai (modification de la densité, réactivité, etc.) (Metcalf & Eddy, 2003) et il est facilement mesurable (fluorescence). Une injection ponctuelle de traceur a été faite dans la conduite en aval du bassin d'affluent. Cette dernière alimente gravitairement le système KAMAK^{MC}. Une

masse de 23,3 g de Rhodamine a été injectée. Cette quantité a été sélectionnée pour que le traceur soit visible à l'œil nu ($\approx 10 \mu\text{g/l}$) (Fall et al., 2012) pendant toute la durée de l'essai en considérant le scénario de mélange complet.

L'évolution de la concentration en traceur a été suivie en trois points différents dans le système (Figure 3.7) pendant 21 jours, soit un peu plus de 3 fois le TRH moyen théorique du système. Les points de mesure ont été sélectionnés pour obtenir de l'information sur chacune des zones tout en considérant la répétition des séquences réacteurs à biofilm – zone de clarification dans le système. Les points sélectionnés couvrent la première zone de clarification (CL1) minimalement aérée ainsi que le première séquence réacteur à biofilm (RX1) et zone de clarification non-aérée (CL2). Étant très similaire à la première, la deuxième séquence (RX2 – CL3) n'a pas été suivie dans le but de minimiser la charge de travail compte tenu des ressources (matérielles et humaines) disponibles limitées.

Les échantillons d'eau ont été prélevés aux trois points à mi-hauteur d'eau à l'aide de pompes péristaltiques pendant la journée et à l'aide d'échantillonneurs multi-bouteilles automatiques pendant la nuit. La fréquence d'échantillonnage a été fixée en fonction de résultats d'une modélisation préliminaire de la dispersion dans le système. La fréquence a varié d'environ 1 échantillon par 20 minutes au début de l'essai à 1 échantillon par semaine à la fin.

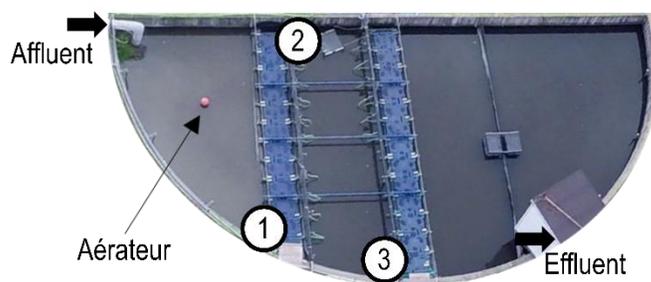


Figure 3.7 : Points d'échantillonnage pour l'essai au traceur

Les échantillons prélevés ont été analysés à l'aide d'un fluorimètre Turner Designs (San Jose, CA, USA) TD-700 calibré selon les indications de la compagnie (courbe d'étalonnage multi-points) (Turner Designs, 2002). Des précautions étaient prises pour que les échantillons soient exposés le moins possible à la lumière étant donné la sensibilité de la Rhodamine à la lumière. Il est cependant à noter que la sensibilité à la lumière de la Rhodamine WT n'a pas été considérée pour ce qui est de l'exposition à la lumière du soleil dans l'étang pendant l'essai. La photolyse peut avoir un impact significatif sur la concentration avec, par exemple, pour des échantillons d'eau de surface exposés au soleil du 40^e parallèle nord pendant l'été, une demi-vie de l'ordre de 15 à 42 jours à des profondeurs de 0 à 4 m, respectivement (Tai & Rathbun, 1988). Cette cause d'erreur n'a

toutefois pas été considérée dans le cadre de l'étude compte tenu, d'une part, du manque d'information par rapport à l'efficacité de la pénétration de la lumière dans chacune des zones de l'étang. D'autre part, les résultats obtenus (voir le chapitre 8) montrent une récolte de traceur – estimée par interpolation des courbes de traçage – supérieure à la quantité injectée, ce qui permet difficilement de quantifier une perte due à la photolyse.

3.4.2 Modélisation

La modélisation hydraulique du système a été réalisée dans le logiciel WEST de DHI (Hørsholm, Denmark). Le fichier d'entrée utilisé pour alimenter le modèle inclut une série de débit obtenue en traitant les débits mesurés (séquences de pompage) selon la méthodologie décrite à l'annexe A. Pour décrire adéquatement l'hydraulique du système à l'étude, plusieurs configurations de séries de réacteurs complètement mélangés ont été considérées. Afin de faciliter la modélisation des processus physiques et biologiques s'opérant au sein du système, la configuration la plus simple considérée est constituée de 5 bassins en série, soit un pour chacune des zones du KAMAK^{MC}.

Trois modifications au modèle ont été considérées dans le but de décrire le plus adéquatement possible les données obtenues lors de l'essai au traceur. La première consiste à ajouter des bassins en série pour chacune ou seulement certaines des zones du système. Cette modification permet de s'approcher d'un comportement de réacteur piston parfait (Levenspiel, 1972). La deuxième modification considérée consiste à discrétiser le volume de chacune ou de certaines des zones dans le but de simuler des chemins préférentiels ou des zones mortes dans les bassins. La troisième modification considérée consiste en l'ajout de débits de recirculation entre les différentes zones. Cette modification permet de modéliser le mélange pouvant s'opérer entre une zone et la zone en amont.

Pour chacune des configurations testées, s'il y a lieu, une calibration des paramètres (taux de recirculation) a été réalisée en utilisant l'outil d'estimation des paramètres inclus dans le logiciel WEST. Le solveur Simplex a été utilisé pour converger vers les paramètres permettant de minimiser la racine de la moyenne des déviations (différence entre le modèle et les mesures) au carré (RMSD). L'évaluation des différentes configurations de modèle a d'une part été faite sur une base graphique, et d'autre part, en considérant les RMSD (à minimiser) comme indice de la qualité de l'ajustement du modèle. La sélection finale de configuration a aussi été faite en tenant compte de la complexité du modèle. Un ajout de complexité (division du volume ou recirculation) ne permettant qu'une amélioration marginale du calage des données a été considéré comme superflu. La sélection finale (voir la section 8.1) se veut donc une recherche d'équilibre entre la simplicité du modèle et un ajustement adéquat des données mesurées.

3.5 Suivi en continu de la qualité de l'eau

3.5.1 Stations de mesure en continu

La période de suivi en continu considérée dans le cadre du projet est indiquée à la Figure 3.6.

3.5.1.1 Localisations et variables mesurées

Deux stations de mesure RSM30 de Primodal Systems (Hamilton, ON, Canada) (Rieger & Vanrolleghem, 2008) (Figure 3.8) ont été installées et mises en fonction pour mesurer en continu la qualité de l'eau à l'affluent et à l'effluent du système. À partir de ces deux stations, des séries de données ont également été collectées à des points intermédiaires dans le système, soit à la sortie de RX1 et à la sortie de RX2. La Figure 3.9 montre les quatre points de mesure sur le système KAMAK^{MC} de Grandes-Piles. Les capteurs installés à chacun des points de mesure et les variables qu'ils mesurent sont indiqués dans le Tableau 3.2.

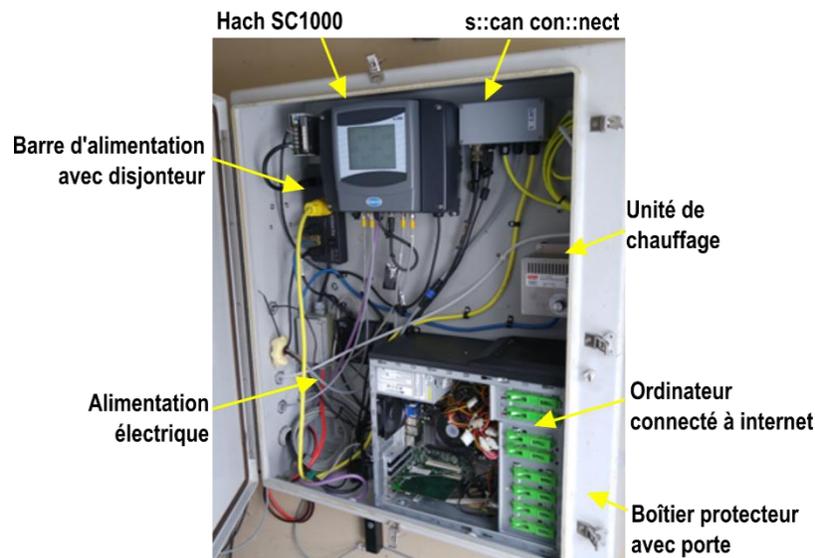


Figure 3.8 : Station de mesure RSM30 de Primodal Systems

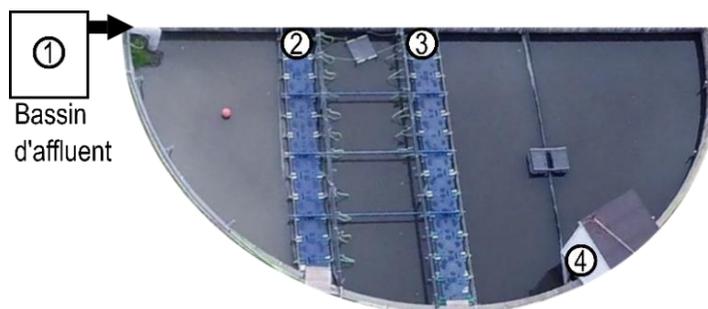


Figure 3.9 : Points de mesure en continu à l'aide de capteurs en ligne

Tableau 3.2 : Variables mesurées et capteurs utilisés pour le suivi en continu de la qualité de l'eau

Capteur	Fournisseur	Variables mesurées	Points de mesure ^a
spectro::lyser	s::can	DCO totale, DCO filtrée, MES, NO ₃ -N	1, 4
ammo::lyser	s::can	pH, température, NH ₄ -N, K	1, 4
Turbidimètre Solitax	Hach	MES	1, 2, 3, 4
pHD	Hach	pH, température	1, 4
Conductivité inductive	Hach	Conductivité, température	1, 4
LDO	Hach	OD, température	4

^aVoir la Figure 19

Pour ce qui est de l'affluent, les capteurs étaient tous installés dans le bassin d'affluent (Figure 3.5). Ce dernier était équipé d'une pompe assurant, par recirculation de l'eau à un taux élevé, un mélange complet du liquide dans le bassin. Cette pompe ne permettait toutefois pas de maintenir en suspension les particules à densité élevée (sables). Les capteurs étaient donc installés dans le quart le plus haut du bassin, près de la sortie gravitaire vers les étangs, afin d'éviter un enlèvement causé par l'accumulation de particules. Le bassin d'affluent était vidangé de manière périodique afin de contrôler l'accumulation de sable. La Figure 3.10 montre ce bassin et les supports des capteurs d'affluent s'y retrouvant.



Figure 3.10 : Bassin d'affluent et supports pour capteurs en ligne

À l'effluent du système, les capteurs étaient installés directement sous la cabane montrée à la Figure 3.9, très rapprochés de l'ouverture dans la toile marquant la fin de CL3. Ils étaient maintenus par des support métalliques afin que les mesures soit prises à la moitié de la hauteur d'eau. La Figure 3.11 montre l'installation à l'effluent.

Le capteur de turbidité installé à la sortie des réacteurs était relié à la station de l'effluent grâce à une rallonge connectée au contrôleur Hach (Loveland, CO, USA) SC1000. Le capteur était maintenu en place grâce à un support de bois auquel était attaché un support métallique permettant une mesure à la moitié de la hauteur d'eau, à proximité de la dernière cage des RX (Figure 3.9). La Figure 3.12 montre l'installation. L'influence des

bulles d'air présentes dans les RX sur la mesure des MES (ou de la turbidité) a été évaluée et s'est avérée négligeable.

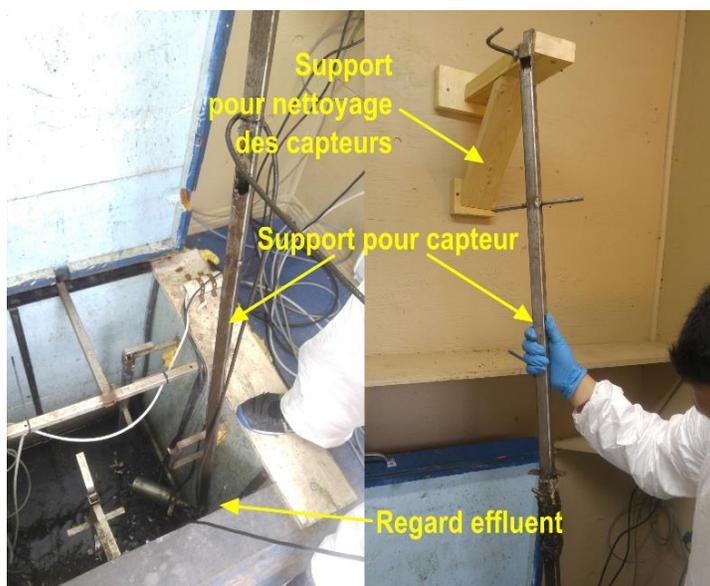


Figure 3.11 : Installation pour le suivi en continu de la qualité de l'effluent



Figure 3.12 : Installation pour le suivi en continu des MES à la sortie des RX

3.5.1.2 Des capteurs à la base de données

Les signaux générés par les différents capteurs sont centralisés au sein des stations Primodal Systems. Pour les capteurs de la compagnie Hach (voir le Tableau 3.2), l'information est premièrement récoltée et transmise via l'interface du contrôleur Hach SC1000. Le contrôleur communique avec le logiciel Precision Now de Primodal

dans un ordinateur installé dans la station. Ce logiciel permet de contrôler le stockage des données provenant du SC1000 ainsi que l'accès à ces dernières. Precision Now est également l'interface par laquelle l'arrêt et le redémarrage du stockage des données est commandé. Le logiciel est également utilisé pour visualiser les données en temps réel lors de la maintenance ou de la calibration des capteurs. Le stockage à long-terme et l'accès aux données se fait par deux voies. La première consiste à télécharger manuellement les données via Precision Now en format CSV pour les stocker où l'utilisateur en fera usage. La deuxième voie consiste en un transfert automatique vers la base de données *datEAUbase* décrite dans Plana et al. (2018). Cette deuxième voie permet, entre autres, de structurer et d'uniformiser le stockage des données, de le sécuriser (en étant automatique et sur un serveur où des sauvegardes automatiques sont programmées) et de centraliser plusieurs sources de données et de métadonnées. L'accès aux données stockées dans la *datEAUbase* se fait via une interface web.

Pour ce qui est des données récoltées à partir des capteurs *s::can*, les capteurs sont liés à l'ordinateur via le module *con::nect* et le logiciel utilisé pour contrôler le stockage des données est *ana::pro*. Ce dernier permet également de visualiser les données en temps réel et de faire un arrêt ou un démarrage du stockage des mesures (et de la mesure dans ce cas). L'accès aux données et leur stockage à long-terme est similaire à celui décrit ci-avant pour les données *Hach*. Les données sont stockées soit directement par l'utilisateur (manuellement) ou de manière automatique sur la *datEAUbase*.

3.5.2 Procédure de maintenance

La maintenance des capteurs est un élément clé de la collecte de données; elle est essentielle pour l'atteinte d'une bonne qualité de séries de données. Une procédure de maintenance a été développée sur la base des travaux préliminaires de Plana (2015) dans le cadre du projet. Cette dernière est décrite plus en détail et critiquée au chapitre 4.

Très brièvement, la procédure consiste en l'utilisation de techniques de nettoyage automatique à une fréquence élevée pour certains des capteurs : *spectro::lyser*, *ammo::lyser*, *Solitax*. Ces derniers ont une fonction de nettoyage automatique intégrée (jet d'air comprimé ou balai de caoutchouc). Également, pour tous les capteurs, la procédure implique un nettoyage manuel en profondeur, selon les recommandations des fabricants. Ce nettoyage permet d'éliminer les débris ne pouvant être éliminés par le nettoyage automatique et il permet d'éviter la croissance d'un biofilm sur les capteurs aux points de mesure. La fréquence de ce nettoyage est d'une fois par semaine pour chacun des capteurs.

Les deux autres étapes de la procédure de maintenance des stations sont la validation des mesures des capteurs (une fois par semaine) et la calibration de ces derniers (au besoin). Pour les variables suivantes : pH,

OD, conductivité et température, la validation est faite par comparaison avec des mesures de sondes portables (YSI (Yellow Springs, OH, USA) ProODO pour l'OD et un appareil WTW (Weilheim, Germany) Multi 3420 pour le pH et la conductivité) calibrées en laboratoire à l'aide de solutions étalons. Pour les autres variables, les mesures des capteurs sont comparées à des analyses de laboratoire. Les méthodes Hach suivantes sont utilisées : 10205 pour l'azote ammoniacal, 10206 pour les nitrates, 8000 pour la DCO et la DCO soluble après filtration à 0,45 µm. Pour les MES, la mesure est faite selon les méthodes standards (APHA/AWWA/WEF, 1999). Le suivi des validations est fait à l'aide de graphiques de contrôle (Montgomery, 2009) sur lesquels sont présentés les différences entre les mesures des capteurs et les références (analyses de laboratoire et mesures des sondes portables) (voir la section 4.3.1.3). Des seuils d'acceptation des mesures des capteurs sont fixés sur les graphiques (Figure 4.2) en fonction de l'historique des données (écart-type) pour guider l'utilisateur à savoir si une calibration – dernière étape du processus de maintenance – est nécessaire ou non.

Au cours des différentes étapes de maintenance des capteurs et dans le cadre de l'opération du système à l'étude, plusieurs événements peuvent avoir un impact sur la qualité des données (calibration, etc.) ou sur la dynamique du système (nettoyage de la station de pompage, etc.). La procédure mise en place dans ce projet pour maximiser la qualité des séries de données utilisées pour l'analyse des performances et la modélisation inclut la prise en note et le stockage des informations concernant ces événements (nature de l'événement, date et heure, opérateur, etc.). Ces métadonnées permettent, entre autres, de faire un tri des données en vue de calculs ou de simulations spécifiques. Elles permettent également de valider la détection de périodes pendant lesquelles les capteurs sont identifiés comme fautifs (voir la section 4.3.1.1).

3.5.3 Traitement des données

Les séries de données récoltées à l'aide des stations de mesure ont fait l'objet de différents traitements avant d'être utilisées pour analyser les performances du système ou pour la modélisation. Ces traitements ont été réalisés à l'aide du logiciel MATLAB de MathWorks (Natick, MA, USA). La description complète des traitements effectués à partir de la base de données brutes jusqu'au fichier d'entrée pour le modèle est l'objet du chapitre 7. Ces traitements incluent un prétraitement des données (uniformisation des pas de temps et correction linéaire) et une filtration des données à l'aide de méthodes univariées pour détecter des valeurs aberrantes et des défauts provenant des capteurs. Pour les données d'affluent, le traitement inclut également un remplissage des trous dans les séries de données ainsi qu'une procédure de fractionnement permettant de lier les mesures aux variables retrouvées dans les modèles biocinétiques utilisés, soit les 13 variables incluses dans le modèle ASM1 (Henze et al., 2000).

3.6 Suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau

Pour compléter les séries de données en continu, des analyses de laboratoire et des mesures à l'aide de sondes portables ont été réalisées à l'affluent, à l'effluent et à des points intermédiaires dans le système. La Figure 3.13 présente les points d'échantillonnage. Les variables mesurées à chacun de ces points ainsi que les méthodes utilisées pour les mesures sont quant à elles énumérées au Tableau 3.3.

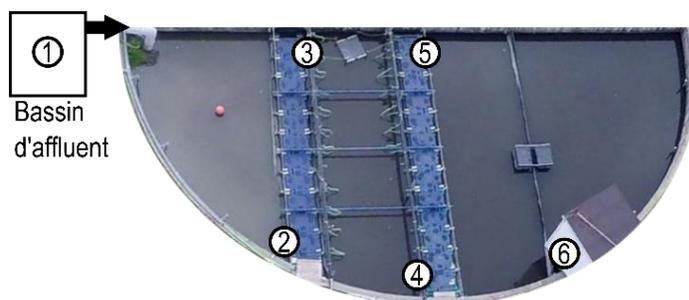


Figure 3.13 : Points d'échantillonnage pour le suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau

Tableau 3.3 : Variables mesurées et méthodes utilisées pour le suivi hebdomadaire de la qualité de l'eau

Variables mesurées	Méthode	Points de mesure ^a
DCO totale	Hach 8000	1, 2, 3, 4, 5, 6
DCO soluble	Filtration à 0,45 µm et Hach 8000	1, 6
DBO ₅ C totale	MS 5210 B. ^a	1, 2, 3, 4, 5, 6
DBO ₅ C soluble	Filtration à 0,45 µm et MS 5210 B. ^a	1, 2, 3, 4, 5, 6
NH ₄ -N	Hach 10205	1, 2, 3, 4, 5, 6
NO ₃ -N	Hach 10206	1, 2, 3, 4, 5, 6
N total	Hach 10208	1, 2, 3, 4, 5, 6
MES	MS 2540 D.	1, 2, 3, 4, 5, 6
Alcalinité	Hach 8203	6
pH, conductivité et température	Sonde portable (WTW Multi 3420)	1, 2, 3, 4, 5, 6
OD, température	Sonde portable (YSI ProODO)	1, 2, 3, 4, 5, 6

^aMS = Méthodes Standards (APHA/AWWA/WEF, 1999)

Il est à noter que pour l'effluent et la sortie des RX, les échantillons ont, la plupart du temps, servi à la fois pour le suivi hebdomadaire et pour la validation des capteurs décrite à la section 3.5.2. Les échantillons prélevés à l'effluent et aux points intermédiaires ont été prélevés à l'aide d'une pompe péristaltique portable à la moitié de la hauteur d'eau. Pour ce qui est de l'affluent, un échantillonneur automatique a été utilisé pour obtenir, chaque semaine, un échantillon composé proportionnellement au temps sur 24 heures.

Il est à noter que les données recueillies aux points intermédiaires (points 2 à 5) ont servi à valider les mesures des capteurs (positionnés à la sortie des RX), mais n'ont pas été utilisées pour analyser les performances de

chacune des parties du système. Le comportement hydraulique du système étant affecté par des recirculations faisant en sorte que chacune des zones a une influence sur la zone en amont (voir la section 8.1), il est complexe d'isoler les performances d'une partie intermédiaire en considérant des échantillons pris à l'entrée et à la sortie de cette dernière. En effet, les échantillons prélevés à des points intermédiaires sont influencés par les points se trouvant à l'aval étant donné les échanges entre les différentes zones (recirculations). Les analyses de performance concernant des zones spécifiques ont plutôt été réalisées à l'aide du modèle mathématique développé pour décrire le système à l'étude (voir les chapitres 9 et 10).

En parallèle du suivi hebdomadaire, de manière périodique, des mesures de la concentration en nitrites (méthode Hach 10207) ainsi que des mesures des MVES (méthode 2540 E. des méthodes standards (APHA/AWWA/WEF, 1999)) ont été réalisées. Les nitrites ont été mesurés dans le but de s'assurer que leur quantité était négligeable lors de moments clés de la dynamique annuelle de nitrification (démarrage et perte). Les MVES ont quant à elles été mesurées dans le but de connaître les rapports moyens MVES sur MES observés dans le système.

3.7 Suivi de l'accumulation des sédiments et de leur digestion

3.7.1 Hauteur des sédiments

La période de suivi des hauteurs de sédiments considérée dans le cadre du projet est indiquée à la Figure 3.6.

3.7.1.1 Mesures avec une jauge à boues

La première technique utilisée pour réaliser le suivi dans le temps de l'évolution des hauteurs de boues consiste en l'utilisation d'une jauge à boues («Sludge Judge») USABlueBook® (Waukegan, IL, USA) CorePRO® de 3,8 cm de diamètre permettant une mesure indirecte de la hauteur de sédiment à un point donné. La mesure indirecte consiste à enfoncer la jauge montrée à la Figure 3.14 jusqu'à l'interface entre les boues et l'eau pour connaître, par le calcul suivant, la hauteur de sédiments :

$$H = H_{solides} + H_{hors\ eau} - H_{totale} + H_{eau} \quad \text{Équation 3.1}$$

où H (m) est la hauteur de sédiments, $H_{solides}$ (m) est la hauteur de solides captés avec la jauge (à minimiser), $H_{hors\ eau}$ (m) est la hauteur de jauge hors de l'eau lors de la mesure, à partir de de la première graduation, H_{totale} (m) est la hauteur totale graduée sur la jauge et H_{eau} (m) est la hauteur d'eau dans le bassin.

Cette méthode est considérée comme plus fiable qu'une mesure directe (jauge insérée jusqu'au fond du bassin) puisqu'elle permet de minimiser l'aspiration de boues induisant une surestimation de la hauteur lors de la mesure directe (MAMOT, 2010; Ridyard, 2020). La cohérence des résultats a été évaluée en effectuant, pour chacun

des points de mesure, des mesures répétées de la hauteur de sédiments. Les moyennes des mesures répétées ont été utilisées pour calculer les moyennes des hauteurs par zone présentées à la section 5.2.2. En moyenne, l'écart-type pour les mesures répétées était de 5 cm.



Figure 3.14 : Opérateur en action lors d'une mesure de hauteur de sédiments à l'aide d'une jauge à boues

Afin d'avoir un portrait de la distribution des boues, les mesures ont été effectuées à plusieurs endroits dans le système à l'étude (Figure 3.15), et ce, lors de chacun des relevés. En moyenne, les relevés ont été effectués à une fréquence d'une fois par mois durant la période de suivi. Le protocole détaillé est présenté à l'annexe B.

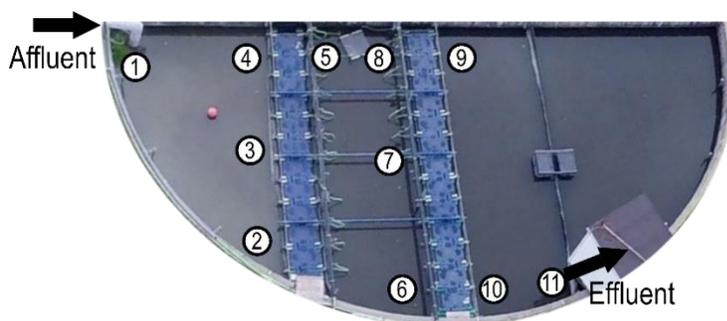


Figure 3.15 : Points de mesure de la hauteur de boues

3.7.1.2 Mesures au sonar

Pour compléter le suivi des hauteurs de sédiments, des mesures ont été effectuées à l'aide d'un échosondeur numérique (Figure 3.16) à enregistrement continu LCX-17M de Lowrance (Tulsa, OK, USA). Ces dernières ont été réalisées par une firme spécialisée : écho-tech H₂O (Sainte-Marguerite-du-Lac-Masson, QC, Canada).

Les relevés au sonar permettent de mesurer, de manière détaillée, la distribution des sédiments dans l'étang. Pour ce faire, l'échosondeur est déplacé dans le but d'obtenir des mesures bathymétriques sur la totalité de la surface du bassin. L'appareil de mesure est muni d'une carte mémoire permettant de stocker une mesure de profondeur liquide (distance entre la surface de l'eau et l'interface sédiments-eau) chaque seconde. Afin de connaître exactement l'emplacement de chacune des mesures bathymétriques dans l'espace (trois dimensions), un géoréférencement des mesures est réalisé par GPS.

Une fois le relevé complété, une filtration des données est réalisée (suppression des points redondants, suppression des points non géoréférencés en raison d'une perte de signal, etc.) et des polygones sont définis à partir des points conservés. Finalement, un algorithme est utilisé pour calculer, par triangulation, la superficie et le volume de sédiments associés à chacun des polygones (Payette, 2018). Ainsi, un modèle tridimensionnel des boues présentes dans le système est obtenu. Les hauteurs moyennes par zone ainsi que les volumes de solides peuvent par la suite être déduits à partir des données détaillées. Il est à noter que l'incertitude de mesure liée à l'ajustement de la sensibilité du sonar (Singh et al., 2007) n'a pas été évaluée. Seule des comparaisons avec les mesures réalisées avec la jauge à boues ont été faites (voir le chapitre 5). Ces comparaisons n'ont cependant pas été utilisées pour juger de manière quantitative de la validité des hauteurs moyennes de sédiments par zone étant donnée la grande disparité entre le portrait détaillé de la distribution des boues que permet le sonar et le portrait grossier obtenu à partir des mesures à la jauge à boues. Les deux méthodes ont plutôt été utilisées pour confirmer les tendances observées.



Figure 3.16 : Opérateur en action lors d'une mesure de hauteur de sédiments à l'aide d'un échosondeur numérique

3.7.2 Composition et propriétés des sédiments

La période de suivi de la composition des sédiments considérée dans le cadre du projet est indiquée à la Figure 3.6.

3.7.2.1 Solides totaux et solides totaux volatils

En parallèle des mesures de hauteur, la composition des boues a été suivie. Les échantillons de boues ont été prélevés à l'aide de la jauge à boues, en prenant soin d'échantillonner sur toute la hauteur de boues pour s'assurer de mesurer la composition moyenne au point d'échantillonnage.

Les échantillons prélevés ont été analysés dans le but de déterminer le contenu en solides totaux (ST) et en solides totaux volatils (STV). Les méthodes standards (2540 G.) (APHA/AWWA/WEF, 1999) ont été suivies pour réaliser ces analyses.

3.7.2.2 pH

Le pH dans la couche de boues et dans l'eau sus-jacente a été mesuré à l'aide d'une sonde portable (appareil WTW Multi 3420) fixée à une perche. Des mesures de pH ont été faites à différentes hauteurs afin d'obtenir des profils de pH à différents points dans le système (chacun des CLs).

3.7.3 Production de biogaz

3.7.3.1 Mesures in-situ de production

La production de biogaz au sein du système KAMAK^{MC} a été suivie en utilisant des chambres flottantes de construction maison inspirée par Porro et al. (2014), permettant de collecter, à la surface de l'eau, le gaz produit au sein de la couche de boues. Les chambres utilisées ont été conçues (quantité de polystyrène pour la flottaison par rapport à la masse des chambres) pour affecter de façon négligeable la pression du gaz la remplissant. La Figure 3.17 montre une des chambres flottantes (identique aux autres) ainsi que ses dimensions.

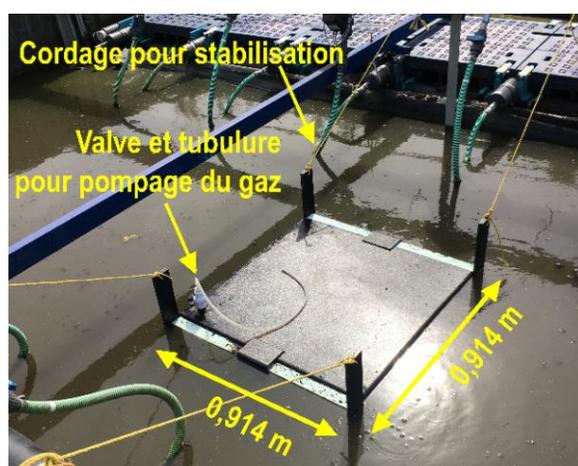


Figure 3.17 : Chambre flottante utilisée pour la collecte de biogaz

De manière périodique, en fonction du taux de production (vitesse de montée de la chambre), des mesures de volume de gaz produit ont été réalisées. Le taux de production surfacique de biogaz a été déduit pour chacune des périodes de captage (entre deux mesures de volume) en considérant le calcul suivant :

$$\text{Taux production} = \frac{H * A}{A * t} \quad \text{Équation 3.2}$$

où le taux de production est exprimé en m³/m²/d, H est la hauteur de boîte mesurée par rapport à la surface de l'eau (m), A est la surface de la chambre (m²) et t est le temps entre le début et la fin de la période de captage considérée (d).

Le protocole détaillé suivi pour la collecte du biogaz et la mesure de sa composition (section 3.7.3.2) est présenté à l'annexe C.

3.7.3.2 Mesures in-situ de composition

La période de suivi de la production in-situ de gaz considérée dans le cadre du projet est indiquée à la Figure 3.6.

La composition du gaz collecté à l'aide de la chambre décrite ci-avant a été mesurée à la suite des mesures de volume à l'aide d'un analyseur multi-gaz portatif Sewerin (Gütersloh, Germany) Multitec 520. L'appareil permet de mesurer les concentrations en O₂ et en H₂S à l'aide de capteurs électrochimiques et les concentrations en CO₂ et en CH₄ à l'aide de capteurs infrarouges.

Le protocole détaillé suivi pour la collecte du biogaz (section 3.7.3.1) et la mesure de sa composition est présenté à l'annexe C.

3.7.3.3 Potentiel de biométhanisation

En parallèle des mesures in-situ de production de biogaz, des mesures du potentiel de biométhanisation (PBM) (Angelidaki et al., 2009) des boues ont été réalisés en batch à l'aide de têtes de mesure de pression WTW Oxitop C/D. Dans le but de répliquer autant que possible les conditions réelles observées sur le système, les essais ont été réalisés en utilisant des échantillons de boues récoltés dans chacun des trois CL, à la fois comme inoculum (source de bactéries méthanogènes) et comme substrat. Le prélèvement des échantillons a été effectué en utilisant la jauge à boues, en prenant soin d'échantillonner sur toute la hauteur de boues pour obtenir des échantillons représentatifs de toute la colonne de boues.

Les essais PBM ont été réalisés à trois différentes températures : 4, 10 et 20°C. Ces températures sont représentatives de la gamme observée sur le système réel. Les expériences à 10 et 20°C ont été réalisées dans

des incubateurs tandis que les expériences à 4°C ont été réalisées dans une chambre froide. Des enregistreurs de données de température ont été utilisés pour valider la constance de la température dans les différentes chambres.

Pour tous les essais, des pastilles de NaOH ont été utilisées au sein des bouteilles (dans un compartiment prévu à cet effet) pour capter le CO₂ et ne laisser que la production de CH₄ influencer la pression. Les essais ont été réalisés en utilisant 100 ml de boues mélangées à 50 ml d'eau de procédé prélevée au-dessus des boues testées. Avant le départ des tests, les bouteilles étaient purgées avec du N₂ gazeux afin de s'assurer qu'elles présentaient un environnement anaérobie. La durée des essais était fonction de la vitesse de production de gaz. Les essais étaient arrêtés lorsqu'un plateau était observé dans les données de pression. Le pH n'a pas été ajusté avant, ni pendant les essais.

Afin de comparer les résultats des différents tests, les valeurs de PBM (quantité totale de gaz produite) et les taux maximaux de production de gaz (pente de la portion linéaire des courbes) sont rapportés relativement aux quantités de STV mesurés au sein des échantillons. Le contenu en STV de chacun des échantillons testés a été mesuré en suivant la méthode 2540 G. des méthodes standards (APHA/AWWA/WEF, 1999).

3.8 Mesures des propriétés du biofilm

3.8.1 Épaisseur et densité sèche d'échantillons de biofilm

L'épaisseur moyenne et la densité sèche du biofilm a été mesurée sur des échantillons prélevés dans les deux réacteurs à différents moments durant l'été 2017. La procédure suivie pour les mesures est basée sur la méthodologie décrite par Horn et Hempel (1997) et elle est détaillée dans le protocole présenté à l'annexe D.

Les échantillons de support bactérien colonisé étaient prélevés à l'aide de pinces coupantes dans les deux sections supérieures (seules sections accessibles sans usage d'une grue) des cages identifiées à la Figure 3.18 en prenant soin, autant que possible, de ne pas détériorer le biofilm.

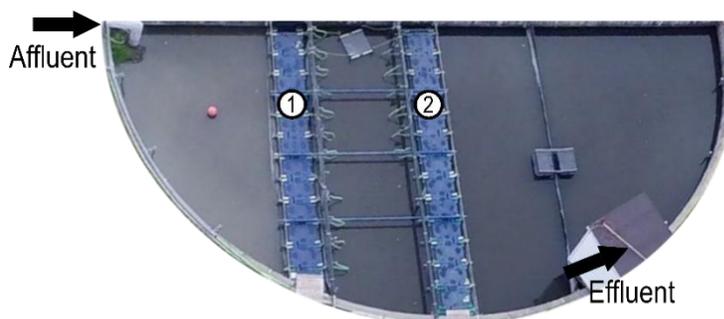


Figure 3.18 : Cages identifiées pour l'échantillonnage de biofilm

Les échantillons étaient premièrement drainés pendant une trentaine de minutes avant d'être pesés (masse humide). Les échantillons étaient par la suite séchés dans une étuve réglée à 105°C pendant une période d'environ 24 h pour permettre un séchage complet avant d'être pesés de nouveau (masse sèche). Un test a été réalisé pour s'assurer que l'exposition du matériel composant le support bactérien (ABS) à la température de séchage pendant une période de 24 h n'avait pas d'impact significatif sur sa masse (baisse de moins de 0,15%, en moyenne). La masse du support propre était obtenue en nettoyant complètement ce dernier à l'aide d'un bain ultrasonique Fisher Scientific (Hampton, NH) CPXH. Les masses sèche et humide de biofilm étaient quant à elles obtenus en soustrayant la masse du support propre aux masses totales sèche et humide, respectivement. Pour calculer le volume ainsi que l'épaisseur moyenne du biofilm, une densité de biofilm humide égale à celle de l'eau (1000 kg/m^3) a été considérée.

Le détail des calculs à effectuer pour obtenir des valeurs d'épaisseur et de densité sèche à partir des données recueillies est présenté à l'annexe D.

3.8.2 Épaisseur moyenne de biofilm mesurée in-situ

Des mesures de masse et d'épaisseur moyenne de biofilm ont également été réalisées en pesant directement des cages incluant le support bactérien colonisé. La levée et la pesée des cages a été réalisée à l'aide d'une grue (Figure 3.19). Cette opération a également permis de faire des observations macroscopiques sur le biofilm.



Figure 3.19 : Grue utilisée pour mesurer la masse des cages colonisées

Une fois la cage levée, une période de drainage était observée afin d'éliminer l'eau emprisonnée dans la cage, mais ne faisant pas partie du biofilm. La masse considérée pour le calcul de la masse de biofilm et le calcul d'épaisseur moyenne de biofilm $L_{biofilm}$ (m) était prise après stabilisation de la mesure, soit après drainage de la totalité ou presque de l'eau superficielle. La masse de biofilm (humide) M_{humide} (kg) a été obtenue en soustrayant aux masses mesurées la masse des cages propres $M_{cage\ propre}$ (kg). Cette dernière a quant à elle été obtenue en pesant chacune des parties la composant. L'équation suivante a été utilisée pour le calcul d'épaisseur moyenne de biofilm pour une cage :

$$L_{biofilm} = (M_{humide} - M_{cage\ propre}) / (A * \rho_{humide}) \quad \text{Équation 3.3}$$

où A (m^2) est la surface de support bactérien disponible dans la cage et ρ_{humide} (kg/m^3) est la masse volumique du biofilm humide (par hypothèse : $\rho_{humide} = \rho_{eau} = 1000\ kg/m^3$).

Malgré une vérification des mesures de la balance incluse sur la grue à l'aide de masses étalons et un ajustement a posteriori des mesures, les masses obtenues lors de ces pesées sont très incertaines et ne permettent qu'une évaluation approximative de la masse et de l'épaisseur du biofilm. Elles ont cependant permis de valider l'ordre de grandeur des mesures effectuées en laboratoire sur des échantillons de support colonisé (voir la section 3.8.1).

3.9 Données météorologiques

Les données météorologiques utilisées pour déterminer les périodes de temps sec et de temps de pluie, dans le cadre de l'analyse des séries de données de qualité de l'eau et de débits, ont été obtenues à partir de différentes sources pour s'assurer de leur fiabilité. Ces sources sont la base de données historiques de climat d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC, 2019) ainsi que la base de données climatiques du MELCC du Québec (MELCC, 2019a).

Étant donné l'absence de station directement à la localisation du site expérimental, les données de trois stations à proximité de ce dernier ont été considérées. Ces trois stations sont Hérouxville (9 km du site expérimental), Saint-Narcisse (27 km du site expérimental) et Shawinigan (13 km du site expérimental). La Figure 3.20 montre la localisation des trois stations par rapport au site expérimental. Des moyennes ont été calculées à partir des données journalières des trois sites pour ce qui est des quantités de pluie tombée et des températures extérieures. L'utilisation des données des trois sites permet de minimiser les trous dans les séries de données climatiques qui sont nombreux pour chacune des stations prises individuellement.



Figure 3.20 : Localisation des stations météorologiques à proximité du système expérimental

3.10 Modélisation

Le travail de modélisation a été réalisé en utilisant le logiciel WEST de DHI (Hørsholm, Denmark). Ce logiciel permet de modifier et de créer des modèles sous forme d'équations différentielles de bilans de masse et de les résoudre en conditions dynamiques. Le logiciel WEST est également approprié parce qu'il inclut des options de modèles pour décrire chacun des processus clés s'opérant au sein du système, soit des modèles de biofilm (1D), des modèles décrivant la biocinétique aérobie, des modèles de sédimentation et des modèles de digestion anaérobie.

La modélisation de l'hydraulique du système a été réalisée en utilisant une série de blocs et de modèles existants dans le logiciel (bassins complètement mélangés et répartiteur de débit). Pour ce qui est de la modélisation du système complet incluant les processus biologiques (dégradation carbonée et nitrification au sein du biofilm, digestion des sédiments) et physiques (sédimentation), des blocs existants ont été utilisés, mais plusieurs modifications des sous-modèles inclus dans ces blocs ont été réalisées pour décrire adéquatement le système et atteindre les objectifs de modélisation. Les sous-modèles utilisés sont énumérés au Tableau 3.4.

Tableau 3.4 : Sous-modèles disponibles dans WEST utilisés pour la modélisation complète du système

Sous-modèle	Description sommaire ^a	Référence
Biofilm 1D multi-espèces	Modèle dynamique simple pour simuler rapidement l'enlèvement de substrats multiples par différentes souches bactériennes croissant dans un réacteur à biofilm.	Rauch et al. (1999)
Digesteur anaérobie	Modèle dynamique combinant les mécanismes complexes de la digestion anaérobie dans une suite d'étapes simples et représentatives.	Lessard et Desjardins (1994)
Décanteur primaire	Modèle de sédimentation très simplifié dans lequel le décanteur n'a pas de volume et est décrit comme un séparateur de phase idéal.	WEST
Division et combinaison de débits	Division relative du débit en plusieurs débits et combinaison des débits.	WEST
Bassin d'égalisation	Modèle décrivant un bassin complètement mélangé à volume constant.	WEST

^aTiré de DHI (2017)

4 Online monitoring of water quality at a small community wastewater treatment plant: achieving good quality data sets for long periods

4.1 Introduction

Small communities' wastewater treatment plants may include, depending on the definition, many sizes of facilities. For example, the last International Water Association (IWA) specialized conference on small water and wastewater systems (IWA SWWS, 2019) focused on small systems which serve less than 100 000 population equivalents. In the regulation of the province of Quebec, Canada, very small and small systems are defined as systems receiving respectively less than 500 m³/d and 2500 m³/d (Québec, 2016). The Quebec regulations also include the fact that the influent of small systems should not include more than 5% of industrial wastewater. The case study used in the present study falls in the very small system category defined above.

The contribution of small wastewater treatment plants in terms of pollutant load and impact on receiving waters can be of great importance. For example, in the province of Québec, in 2013, plants receiving less than 2500 m³/d represented 76% of all facilities (619/811) (MAMOT, 2014). These small plants are spread all over the more densely populated southern portion of the province, thus affecting many watersheds (MELCC, 2020a). The main technology used for treating wastewater from small communities in Quebec is the aerated lagoon which is a low-tech technology attractive because of the low costs (labour and money) associated to its operation and its good performance for removing carbonaceous 5-day biochemical oxygen demand (CBOD₅) and total suspended solids (TSS) (Houweling et al., 2008). Thanks to their large volume and long retention time, aerated lagoons are also good at tolerating peak loads.

Knowing this, why would it be useful to monitor water quality at a high frequency in this type of small system? The answer has several components. First, with the increase of population and the resulting increase in loading rates applied to the small plants (Québec, 2015), maintaining the performance to respect the discharge limits, asks for better understanding of the dynamic behaviour of the systems (response to wet weather events, considering the seasonal variation of temperature and loading rates, etc.). To do so, dynamic models are powerful tools. However, high frequency measurements are often necessary to dynamically model a process (Rieger et al., 2010). In another order of ideas, high frequency monitoring can be useful to more precisely quantify the impact of effluent quality on receiving waters. A closer monitoring of the effluent is in line with the evolution of regulations which are getting more and more stringent (e.g., effluent cannot present acute toxicity) and considering peaks (Canada, 2012; MELCC, 2019b; Québec, 2016). Finally, as mentioned earlier, many small systems are faced with load increases, and one way of increasing the capacity of a treatment plant is to

implement control strategies (for aeration, chemical dosing, etc.) (Yuan et al., 2019). High frequency data are then often needed. Now, for some of the above-mentioned uses of high frequency data, the necessary measurement frequency can be managed using classic sampling and laboratory analysis. The other option is to use online sensors (Rieger et al., 2010). This may be of particular interest in the case of small systems where there is no day to day operation. Indeed, sensors allow collecting data remotely.

Considering a priori that data quality is crucial for all above-mentioned uses of high frequency data, sensors should be used in a way to minimize the collection of faulty data that lead to erroneous conclusions and decisions. As wastewater represents challenging conditions for sensors (clogging, fouling, etc.), these faulty data can be the result of drifts, bias, precision degradation or even complete failure of the sensor (Alferes et al., 2013). Minimizing these faults means implementing an efficient maintenance strategy allowing to collect data of sufficient quality. The maintenance schedule should be designed to require minimal interventions allowing to obtain high frequency data with minimal manpower and minimal use of expensive consumables (i.e., lab analysis kits). The objectives of the work presented in this chapter are based on this idea.

The first objective was to test and adjust an existing maintenance procedure to make it viable at a small community wastewater treatment facility in view of generating good quality data for performance assessment, process understanding and modelling. The second objective was to quantify the needed manpower for the maintenance strategy. The third and last objective was to identify challenges related to online monitoring at the scale of a small facility.

4.2 Methodology

4.2.1 The experimental site

The system monitored throughout the project is an aerated lagoon modified to study the potential of a biofilm technology to increase the treatment capacity. The system is fed with raw wastewater from the municipality of Grandes-Piles (QC, Canada) (415 inhabitants). The average measured flowrate is 84.3 m³/d. It can thus be considered as a very small municipal treatment facility. There is no pre-treatment prior to the lagoon. The biofilm reactors – incorporated within the lagoon to increase its capacity – are separated one from the other and from the influent and effluent, by sedimentation zones and membranes leading to the flow pattern presented in Figure 4.1. This sequence of sedimentation zones and biofilm reactors within the lagoon is called the KAMAK™ technology, developed by Bionest (Shawinigan, QC, Canada). The studied KAMAK™ system is installed in the first third of the lagoon (Figure 4.1), which allows evaluating the potential of the technology for upgrade purposes in an overload situation (i.e. three times the original loading rate).

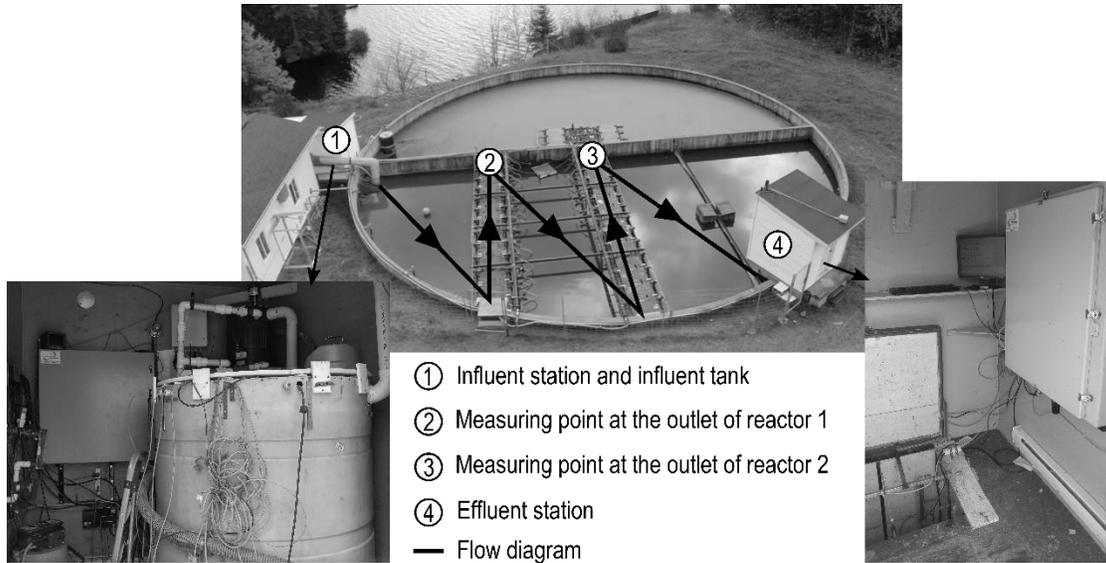


Figure 4.1: KAMAK™ system, flow diagram, monitoring points and high-frequency monitoring stations

4.2.2 The monitoring stations and complementary equipment

To monitor the studied system, two Primodal Systems (Hamilton, ON, Canada) RSM30 stations originally developed as monEAU stations (Rieger & Vanrolleghem, 2008) were installed. One of them was used to monitor the influent of the system while the other was installed at the effluent, namely at the end of the first third of the lagoon. Two small heated sheds were built to host the sensor supports and station casings including all the necessary hardware for data collection. This hardware is detailed in the next paragraph. In the case of the influent building, a water basin (1.6 m³) was also installed as a measuring cell which is not disturbed by the mixing taking place in the lagoon. The inlet of this basin was at its bottom while the outlet was an overflow connected to the lagoon. The basin was equipped with a recirculating pump which helped mixing the basin and minimize settlement and accumulation of particles. However, even with this equipment, sediment accumulation was observed, and removal operations had to be scheduled (when needed) to avoid clogging of the sensors. Water quality was potentially influenced by the presence of a sediment (hydrolysis, fermentation) in the basin. Nevertheless, since the sensors were placed at the top (first third) of the well-mixed liquid phase, namely in the water flowing by gravity to the lagoon, the sensor measurements can be considered representative of the system influent.

At the effluent, the sensors were directly immersed in the lagoon halfway the water depth ($\approx 1,63/3,25$ m). The sensors were reachable via an insulated hole in the floor of the effluent building. Measurements were also carried out periodically at intermediary points of the system using the infrastructure of the effluent station and cable extensions for transmission of the digital signal from the measuring points, namely the outlet of the two biofilm

reactor zones (Figure 4.1), to the station. For these remote measurements, custom and temporary sensor holders were built and installed on the system.

The RSM30 monitoring stations used during the project were each composed of a protective case including the following hardware: a PC connected to internet, a keyboard, a mouse, a screen, a heating unit, a power bar with circuit breaker, a solenoid valve for pressurized air (see next paragraph) and two sensor-computer connecting devices (s::can (Vienna, Austria) con::nect and Hach (Loveland, CO, USA) SC1000). Internet connection is essential in the scope of the project since it allows for remote operations such as sensor diagnosis, sensor calibration, data quality assessment and data transfer. These remote operations help minimizing on-site maintenance which can be costly in the case of small systems operating without operator on site. Also, even if the stations were located in small buildings, the protective cases were very relevant since the presence of small rodents, which can be a source of problems for electronics, was experienced during the study within those small buildings. The different sensors connected to the stations, the measured variables, their suppliers as well as the measuring points where they were used, are presented in Table 10. The measuring frequency chosen for the project was one value per minute.

Table 4.1: Sensors included in the water quality monitoring stations

Sensor	Supplier	Measured variables	Measuring principle	Monitoring points ^a	Automatic cleaning feature
spectro::lyser	s::can	total COD, soluble COD, TSS, NO ₃ -N	UV-visible spectroscopy	1, 4	Pressurized air
ammo::lyser	s::can	pH, temperature, NH ₄ -N, K	Ion selective electrodes	1, 4	Pressurized air
Solitax turbidimeter	Hach	TSS	Combined infrared absorption scattered light technique	1, 2, 3, 4	Mechanical wiper
pHD	Hach	pH, temperature	Differential electrode	1, 4	-
Inductive Conductivity	Hach	Conductivity, temperature	Inductively-coupled coils	1, 4	-
LDO	Hach	Dissolved oxygen, temperature	Optical detection (luminescence)	4	-

^aSee Figure 4.1

Complementary equipment was installed in the stations' buildings for telecommunications, aeration and flow measurement. First, since no cable internet service was available at the facility, a microwave internet connection was used. The internet connection was used for the computers as well as IP phones which were useful for combined on-site and remote operations (e.g. sensor calibration). Second, a compressed air supply system was also installed for the sensors equipped with an automatic air cleaning feature (Table 4.1). Pressurized air was

made available in each station via an Omega (Barrie, ON, Canada) industrial compressor. Finally, a MJK (Birkerød, Denmark) flowmeter was installed on the pressurized pipe at the inlet of the influent basin. The flowmeter was connected to a datalogger which was in turn connected to internet for data transmission.

All high frequency water quality data collected by the monitoring stations were secured and made available in a database structured specifically for water-related data and their metadata (Plana et al., 2018). The interest of collecting metadata is discussed in section 4.3.1.1.

4.2.3 Starting point for maintenance and data validation procedure

The maintenance and validation procedure presented in the results section of this chapter is, apart from the experience gained from the present study, mainly based on two sources of information and experience. The procedure is mainly based on the work of Plana (2015) who proposed schedules for (automatic and manual) cleaning, validation and calibration of sensors at the studied site. The protocol proposed by Plana (2015) was generally followed but it was tried to minimize on-site interventions in order to make it as viable as possible at the scale of very small systems. Of course, the protocols proposed by the sensor manufacturers (i.e. Hach and s::can) were the second source of information taken into account for the maintenance procedure.

For sensor data validation, the concept of control charts (Montgomery, 2009) which present the differences between sensor measurements and reference measurements (lab analyses of grab samples, instant portable probe measurements, etc.) was used. These charts are effective in detecting out-of-control situations such as sensor drift or shift (Thomann et al., 2002). Acceptance thresholds for sensor measurements are set on the control charts according to historical data (standard deviation) to decide whether sensor calibration is necessary or not.

To assess the quality of the collected data, raw data are compared to filtered data to quantify data loss. The data filtering tools used to produce the filtered, error-free data, are based on the univariate methods described in Alferes et Vanrolleghem (2016). These methods were successfully used in many applications of wastewater quality monitoring (Ledergerber et al., 2019; Philippe, 2019; Plana, 2015). Of course, the application of these methods can be uncertain and lead to over- or underestimation of the fraction of erroneous data. This uncertainty must be kept in mind when considering the results presented below. During this study, to improve sensor fault identification, a manual cleaning of the data was done afterward using, as a basis for diagnosis, the information included in the log file describing all maintenance events, problems and special events (e.g. pumping station cleaning, power failure). This log file was rigorously filled as prescribed by Plana (2015). Finally, redundant measurements (e.g. TSS) were used to assess the quality of sensor data. When available, the different signals for a given variable were compared and analysed to try identifying erroneous data.

4.2.4 Validation data

As mentioned before, sensor data validation was done by comparing sensor data to reference data. For many of the water quality parameters, measurements considered as reference were lab analyses performed on grab samples taken close to the sensors using a portable peristaltic pump. The analyses were mostly performed using Hach test vials. Method Hach 8000 was used for total chemical oxygen demand (tCOD) and soluble COD (sCOD). Once they have arrived in the laboratory, samples were filtered using 0.45 µm filters for sCOD analysis. For NH₄ and NO₃, methods Hach 10205 and 10206 were followed. TSS measurements were performed according to standard method number 2540 D. (APHA/AWWA/WEF, 1999). Potassium measurements were done using Hach chemicals and method number 8049.

For the validation of online measurements of dissolved oxygen (DO), pH, and temperature and conductivity, measurements from portable probes calibrated beforehand were considered as reference data. The probes used for comparative measurements were the following: a YSI (Yellow Springs, OH, USA) ProODO for DO measurements and a WTW (Weilheim, Germany) Multi 3420 device for pH and conductivity measurements. Calibration of these probes was done according to the manufacturers' recommended protocols.

4.3 Results and discussion

4.3.1 A viable maintenance procedure

4.3.1.1 Usefulness of metadata and notes

Collecting good quality data means that the data can be used with confidence for different purposes such as modelling or control. To reach this good quality, the user must be able to judge their quality. The collection of detailed metadata and notes about the process operation was found to highly facilitate the diagnosis of data quality issues. For example, sensors using spectrometry can be used in different applications by using different optical path lengths. Knowing the path length associated with a certain measurement value can be useful to understand measurement issues and judge data quality. Metadata and notes are also very useful for sorting data in view of performing specific calculations, specific model simulations or simply to present data with selected features in graphs. Finally, as mentioned by Plana et al. (2018), regarding the potential usefulness in further studies of the collected data, documentation by metadata and notes is crucial. It helps maintain the understanding of the collected data and track their history.

To be complete, the notes and metadata linked to the time series should include: sensor characteristics (model, location, measurement setups), cleaning activities and calibrations, power or equipment failure events (e.g. frozen pressurized air system), major maintenance works (e.g. PC maintenance), changes in process operating parameters (e.g. increased aeration, sludge removal operation).

4.3.1.2 Usefulness of communication between the stakeholders

At some point during the project, it became clear that periodical meetings involving the data users and the operators (people cleaning and calibrating the sensors) had to be scheduled. These meetings help the operators keeping in mind the objectives of the data collection. The meetings are useful to optimize the maintenance efforts and time. They can for example limit important data loss due to delays in major maintenance works (involving purchasing material) or due to a need for sensor calibration (communication between the operators and the people validating the data, which are not always the same). Of course, online validation of data would eliminate the latter cause of loss of data.

For good communication between the stakeholders, having access to telecommunication means and an internet connection is very useful. It is especially useful in the case of a small community system in which case the data users are often working remotely, and travel of operators is needed for each maintenance intervention. Telecom (for oral communications) and internet (for remote access to the computers) allow doing the following interventions remotely: calibration (after samples have been collected and analyzed away from the monitoring stations), sensor diagnosis, data download, support (by specialists) to solve hardware or software problems. Small treatment systems are often far from the major centers, making access to communications more complex. One of the possible solutions to counter this problem and limit interruptions is to put in place multiple means of communication (e.g. cell phone and IP phone).

4.3.1.3 Usefulness of different means of data validation

As mentioned in the methodology section, control charts are useful tools for data validation and sensor diagnosis. Indeed, the need for sensor calibration can be detected from the control chart. The periods during which the data must be withdrawn from the time series can also be deduced from the control chart, thus helping data filtering before end uses. An example of these interesting applications of control charts is shown on Figure 4.2.

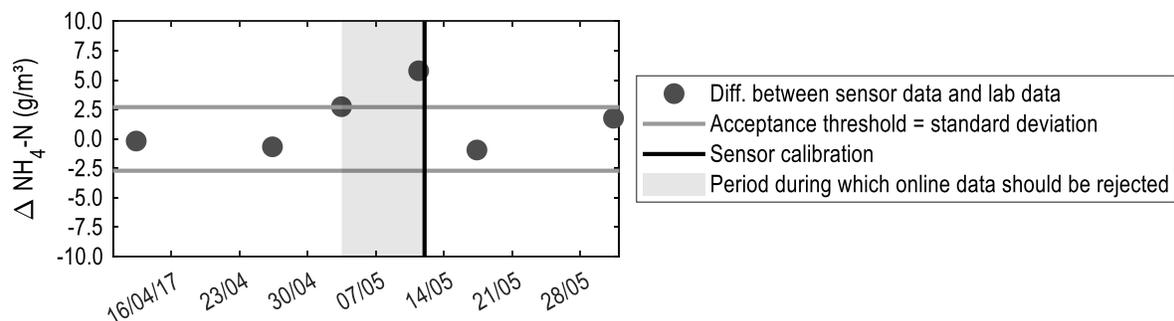


Figure 4.2: Example of control chart used for sensor diagnosis and validation of NH₄-N data

As shown in Figure 4.2, a certain acceptance threshold is chosen for the difference between the sensor data and the laboratory (or other reference) data. When the difference goes beyond the acceptable range, sensor calibration must be performed. Once the calibration is completed, the difference value returns within the acceptable range. With the information contained in Figure 4.2, the end user of the data is finally able to decide which part of the collected time series, prior to the sensor calibration, should be discarded. The period during which the online data must be withdrawn can for example be defined as the period between the calibration and the last measured difference that was within the acceptable range. This period is presented in grey in Figure 4.2.

Redundant measurements of variables can also be useful for diagnosing sensor failure and in turn, eliminating erroneous data (Alferes et al., 2013). Optical TSS sensors are highly subject to faulty readings caused by fouling and this, especially in the presence of high solids concentrations. As part of the present work, redundant TSS signals were used to distinguish faulty sensor measurements (Figure 4.3a) from real TSS peaks (Figure 4.3b).

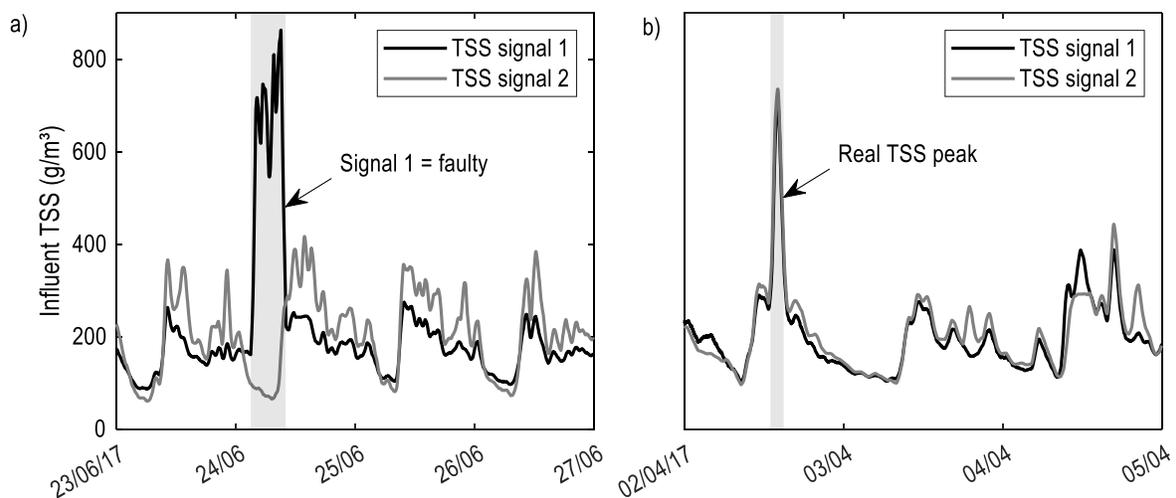


Figure 4.3: Examples of (a) sensor fault detection and (b) real peak based on redundant influent TSS measurements

To identify faulty sensor measurements, a criterion representing a large difference between the two signals is first defined. When this critical difference is exceeded, since faults caused by fouling are targeted, the higher signal is considered as faulty (Figure 4.3a). To identify the beginning and the end of the false TSS peak (grey area on Figure 4.3a), a low difference criterion is defined. The beginning of the false peak is then identified as the last point prior to the identified high difference which meets the low difference criterion. The end of the false peak is defined as the first point after the identified high difference which meets the low difference criterion again.

4.3.1.4 Specificities related to the winter season in northern regions

Winter in northern regions such as the province of Québec where the case study was located is synonymous with air temperatures way below 0°C and water temperature, at least for long hydraulic retention time systems such as aerated lagoons, close to 0°C. These conditions are associated with special needs to maintain good quality data collection. For example, to maintain pressurized air supply during winter for automatic cleaning of sensors, a passive air dryer (silica gel beads) had to be installed and maintained on the air system. Drying the air coming out of the compressor helped prevent condensation to freeze in the pipes and block air circulation. The latter solution is an example, but heating cables or pipe insulation could also have been used for this specific issue.

Insulation and heating of the buildings where the sensors are located is also of interest to ensure the comfort of the operators that are periodically cleaning the sensors manually. To have access to the sensors that are measuring directly in the process (e.g. the effluent station), a low-intensity heating source (e.g. a heating bulb) can also be necessary to make sure the sensor supports do not get stuck in the ice cover that can build up during the colder months at the surface of an aerated lagoon system (Figure 4.4) (Plana, 2015). For the sensors located at the outlet of the reactors, however, the intense aeration provided in the zones was enough to prevent ice formation at the water surface where the sensors were located.



Figure 4.4: Case study during the winter period

4.3.1.5 Maintenance and data validation procedure

An overview of the maintenance procedure applied to get the best data possible is given in Figure 4.5. Some of the interventions presented in Figure 4.5 were scheduled at a fixed frequency. These are defined as routine maintenance and they include cleaning the sensors manually (and automatically when the feature is available), collecting validation data (analyses on grab samples and instant portable probe data), analyzing validation data (using control charts, metadata, notes and redundant measurements) as well as having team meetings. The fixed frequency of these operations was once a week. This frequency was found to be minimal to maintain satisfactory data quality and it was found to be viable for the case study, namely a very small system with no day-to-day operation on-site. For sensor cleaning and water sampling, one operator spent 4 h per week on-site. For the lab analyses that were done remotely, the operator had to spend another 3 h per week. The other routine activities: validation data analysis for sensor diagnosis and the team meeting, were respectively lasting, on average, 1 h and 45 minutes per week. The weekly team meetings involved the monitoring stations operator, the person in charge of data analysis and a project manager (giving general orientations, information about process modifications, etc.).

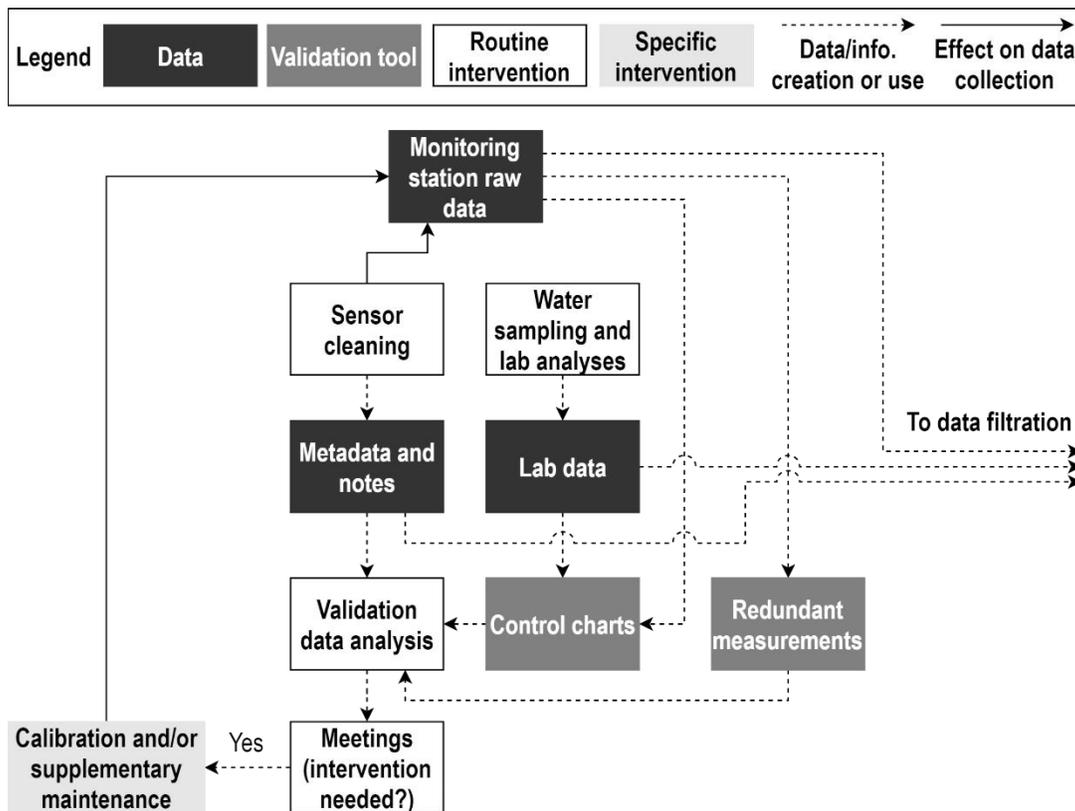


Figure 4.5: Overview of the monitoring stations maintenance procedure

The other activities included in the maintenance procedure concerned sensor calibration and supplementary maintenance. These activities were only done if needed. They were not planned on a fixed schedule as proposed by Plana (2015). It is thus hard to estimate the amount of time needed for these tasks on a weekly basis. During the project, some major maintenance interventions had to be performed. These interventions included computer maintenance (e.g. power supply replacement) as well as sensor electrode or other key part replacements. For this type of intervention, the experience gained throughout the project highlighted the importance of preventive maintenance of sensors and computers as well as the importance of scheduled backups for computers. It is also worth saying that the training time of a new operator or when new equipment (or software) is installed, should be included in the monitoring plan. Not doing so or neglecting preventive maintenance can cause long-term data loss caused by either low quality data that have to be withdrawn or sensors that are out of service.

Concerning preventive scheduling for the replacement of limited life parts, it involves stocking parts and defining replacement criteria based on experience or manufacturer recommendations (e.g. sensor calibration is no more effective). The schedule should also consider the medium in which the sensor is measuring. Indeed, irreversible fouling of ion selective electrodes, for example, can be explained by the presence of inorganic compounds (scaling products) (Cecconi et al., 2019) whose concentration can vary from one measuring location to another.

In summary, the needs for the routine interventions are estimated at 7h45h/week for the operator (cleaning, lab analysis and meeting), 1h45/week for the person in charge of data analysis (ideally the end user of the data, for control charts checks and meeting) and 45 min/week for the project manager (meeting). Of course, from time to time, the needs can be significantly higher if major interventions are needed. In the case of this project, the weekly operation time (7h45) represented approximately 45 min/sensor/week. Of course, this number is subject to scale effects which were not evaluated in the present project. The maintenance time is potentially not directly proportional to the number of employed sensors. It is also worth mentioning that these numbers don't include preventive maintenance which was not implemented as part of this project.

4.3.2 The collected data

The implementation of the maintenance procedure presented above allowed the collection of sufficiently good data for the targeted end uses, namely performance assessment, process understanding and modelling. Examples of time series of sensor measurements are presented in Figure 4.6 and compared to the reference measurements, namely lab analyses results. For the effluent quality, the results shown represent a whole year of data (377 days exactly), covering all seasonal variations observed on the system. These variations can be of great importance for the type of technology studied (i.e. an aerated lagoon). The results presented in Figure 4.6b show that seasonal nitrification is happening in the system and Figure 4.6c shows that effluent TSS is varying importantly on an annual scale. The duration of one year is thus considered as the minimum adequate duration

for accurate assessment and modelling of the system. The data presented are the final accepted and filtered data obtained, as mentioned in the methodology section, by applying univariate filtering techniques (Alferes & Vanrolleghem, 2016) and a manual cleaning of the original raw data.

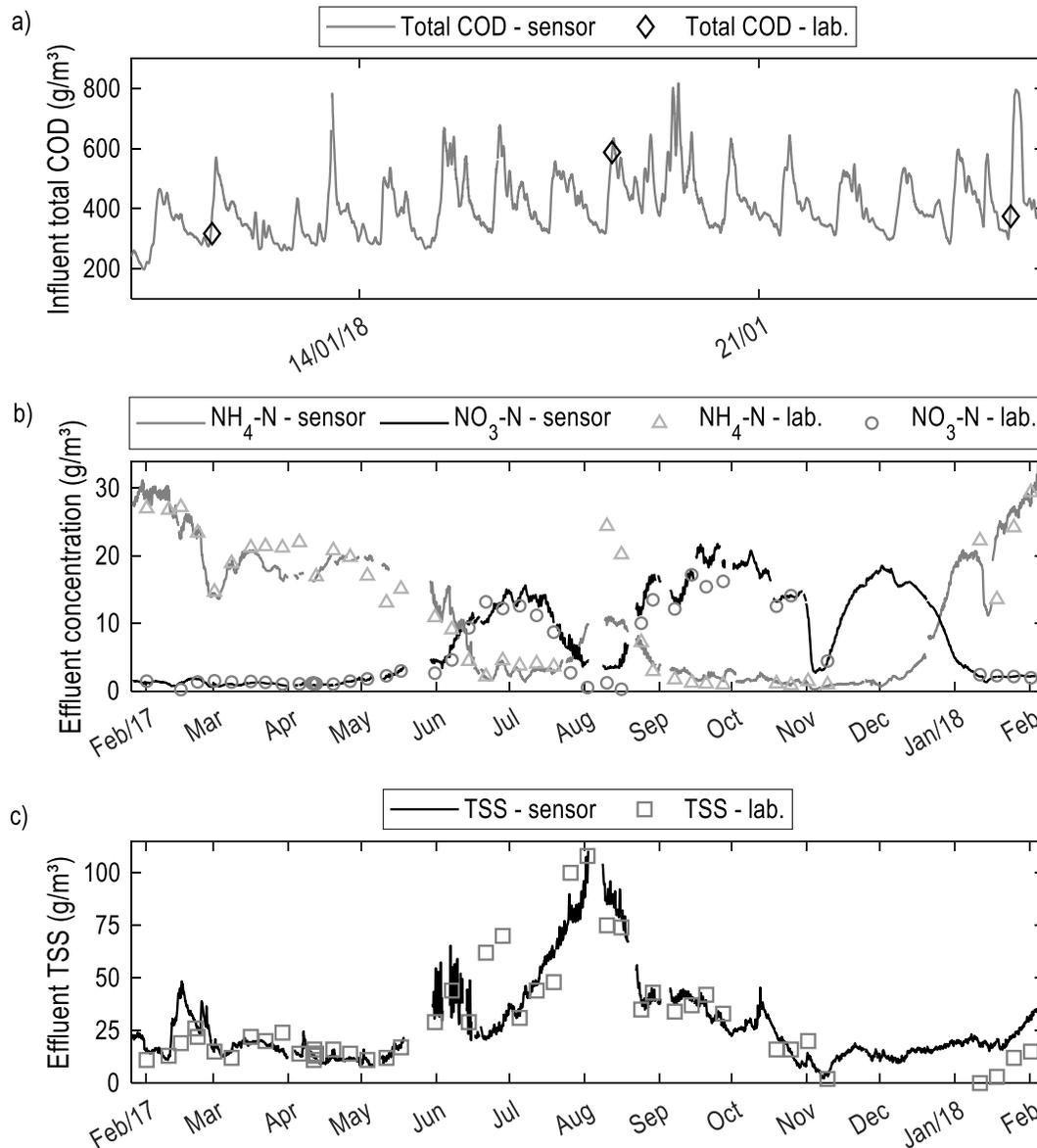


Figure 4.6: Examples of accepted and filtered high-frequency data sets presented in comparison with laboratory data

The gaps visible in the collected time series of Figure 4.6 can be due to causes over which the monitoring team has no control such as power failures. However, power failures cannot explain all gaps. It is obvious that sensor cleaning and calibration was sometimes insufficient to collect good quality data. As a result, raw data were rejected in the data filtering process. Many data gaps are thus related to sensor faults (outliers, drift, offset, etc.) or major station maintenance work that could not be prevented by following the proposed maintenance

procedure. The loss of data was quantified for every time series treated for further use in the project (Table 4.2) and it represented between 0.1% to 34% of the collected data. These numbers do not include the gaps caused by power failure, periods when stations were completely stopped or when a major hardware issue was experienced. On average, data loss was 6% higher for time series collected at the influent compared to the effluent. The harsh environment that raw influent represents for sensors (high concentrations of particles, abrasive compounds such as sand, corrosive compounds such as sulfides, fat, oil, etc.) can potentially explain this difference. In terms of duration of continuous data gaps, the observed gaps can last from 1 min (one single data point) to 24 days.

Table 4.2: Data loss quantified for each of the collected time series

Sensor	Variable	Data loss (% of the collected data)	
		Influent	Effluent
Solitax turbidimeter	TSS	32	5
spectro::lyser	TSS	4	5
spectro::lyser	NO ₃	^a	3
spectro::lyser	Total COD	21	11
spectro::lyser	Soluble COD	34	12
ammo::lyser	Temperature	4	9
ammo::lyser	pH	8	20
ammo::lyser	NH ₄ -N	34	6
pHD	pH	18	2
pHD	Temperature	2	2
Inductive conductivity	Conductivity	0.5	30
Inductive conductivity	Temperature	0.4	0.1
LDO	DO	^b	9
LDO	Temperature	^b	3

^aNot treated; ^bNot measured

As can also be seen on Figure 4.6, the accepted and filtered data present differences with the reference measurements. These differences represent the accepted error level. For influent data especially, they can be relatively high. One of the potential causes for these errors is the high heterogeneity sometimes observed in the influent basin. Indeed, raw sewage represents a harsh environment for sensors, but also for pumps. The recirculation pump used for mixing the influent tanks was thus often out of use. This led to low mixing in the tank and potential differences between the measurements done on grab samples and the sensor measurements.

To further limit data loss, the number of interventions could be increased (more frequent cleaning and validation). However, with the current rise of interest for monitoring small communities' decentralized wastewater treatment systems (Schneider et al., 2019), one of the concerns should be that the maintenance workload implied in remote monitoring must be comparable or lower than the workload associated with traditional monitoring (grab or

composite sampling and lab analyses). To be viable, the applied maintenance procedure should target, as done in this study, the lowest amount of resources necessary to get satisfactory data quality for the targeted end uses.

As mentioned in the introduction of this chapter, monitoring at high frequency provides an advantage over traditional monitoring (lab analyses of grab or composite samples) by giving information on the behaviour of the system at a lower time scale. This advantage can become of great importance if peaks at the effluent should be considered to protect the receiving bodies or to obtain a more detailed understanding of the system behavior during short-term events such as rain events. One example of interesting short-term data has already been presented on Figure 4.6a. Indeed, the daily influent patterns, which give detailed information on the dynamics of wastewater production in the municipality, are well defined thanks to the high-frequency monitoring. This data can be useful, for example, for process control (Åmand et al., 2013). Other examples of short-term events that were picked up by the high frequency monitoring, but would not have been through the traditional one, are presented in Figure 4.7 and Figure 4.8. In Figure 4.7, the response of the KAMAK™ system (influent and effluent TSS concentration) to two snow melting and rain events is presented. In Figure 4.8, the dynamics of biofilm detachment at the outlet of one of the biofilm reactors (reactor 1) is presented. The data show the periodical increase of TSS concentration in the biofilm reactor caused by intense aeration cycles used to control biofilm thickness. When the aeration is on, a sharp increase of TSS is observed while when aeration is turned off, a gradual return to lower concentrations is observed.

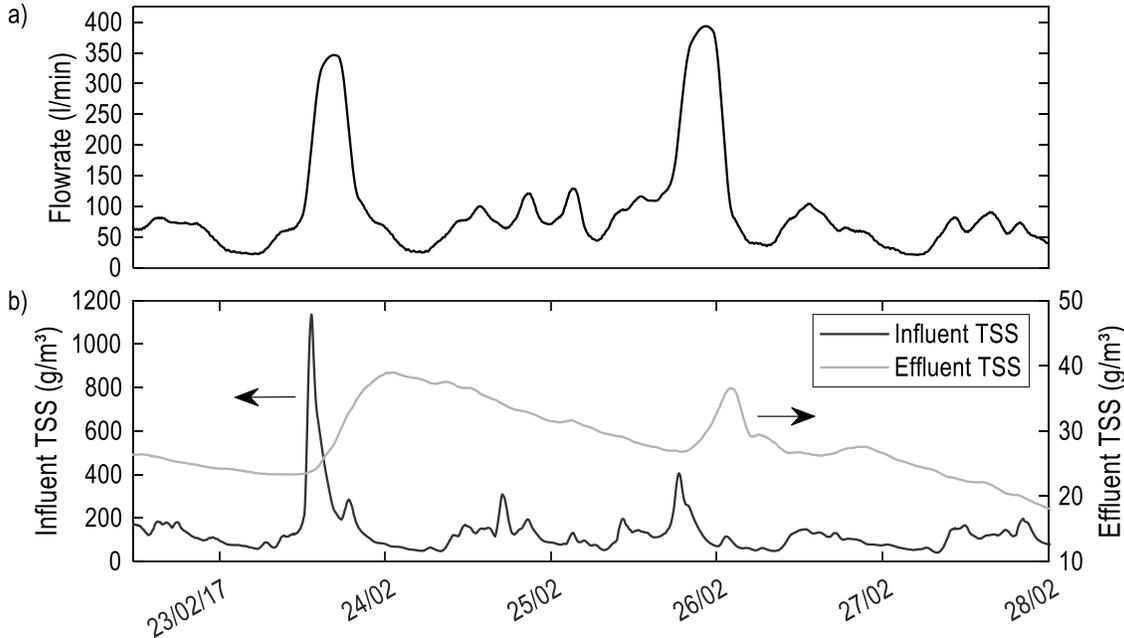


Figure 4.7: (a) Flowrate and (b) high-frequency measurements of the TSS concentration (influent and effluent of the KAMAK™ system) during two snow melting and rain events

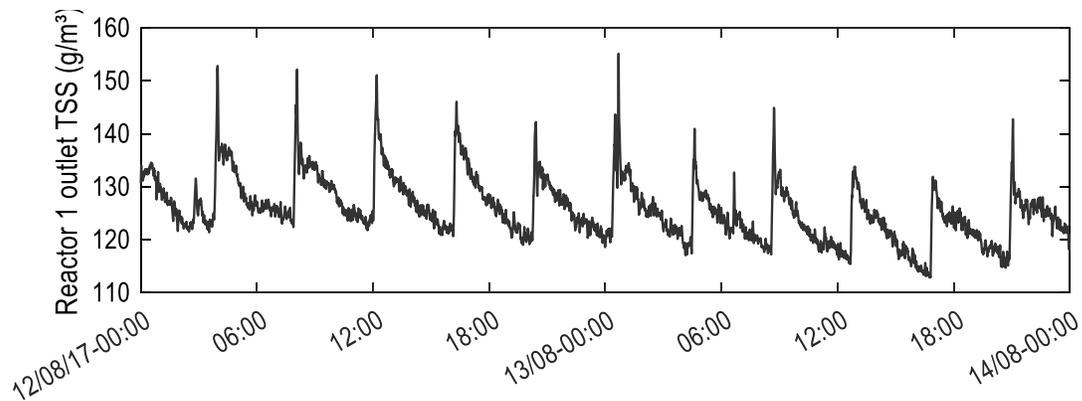


Figure 4.8: High-frequency measurements of the TSS concentration at the outlet of biofilm reactor 1

4.4 Conclusion

An existing maintenance procedure was adapted and applied to water quality monitoring stations including multiple sensors to maximize the quality of long time series of high-frequency data. The procedure was adjusted to the reality of the case study, a very small size wastewater treatment plant (<100 m³/d), by implementing many remote interventions, by focusing on good communication between the stakeholders and by using multiple data validation tools. The application of the procedure to the case study allowed highlighting the following key points for data quality maximization and/or data loss minimization:

- Communications between the data users and the monitoring station operators should be systematically planned.
- Internet connection must be available to optimize workload by allowing remote interventions on monitoring stations (travel time reduction).
- The maintenance procedure should include rigorous collection and storage of metadata and notes concerning the system (cleaning activities, calibrations, equipment failures, etc.).
- Preventive maintenance is of high importance, especially in harsh measurement environments such as raw sewage, to limit data loss due to major maintenance works of a sensor or PC.

The total time investment for the operation of the monitoring stations (11 sensors) represented almost 8h/week. This investment allowed collecting data series of satisfactory quality and length for the end uses defined for the project (performance assessment, process understanding and modelling). To further increase data quality and/or decrease data loss, a more intensive maintenance procedure should be put in place. However, in the context of a small system where the available resources can be very limited, a convenient balance between desired data quality and investments should be found so that high-frequency online monitoring represents a viable monitoring alternative.

5 Particulate matter accumulation and digestion in a biofilm-enhanced highly loaded aerated lagoon

5.1 Introduction

Lagoon-based processes are prevalent technologies for wastewater treatment in small communities of Canada, United States and Europe. Over 8000 installations are currently in operation in the United States (USEPA, 2011), over 1200 lagoon systems are counted in Canada (Statistiques Canada, 2018), around 3000 and over 2500 lagoon systems are operated in Germany and France (Mara, 2009), respectively. Many of these are subjected to load increases as well as more stringent regulations and thus are in need of upgrade solutions (Québec, 2015).

Since increasing the size of aerated lagoon systems is not always feasible due to space restrictions, alternative technologies have been studied and developed. The use of support material to promote biofilm growth inside the lagoon has been identified as a promising solution (Choi et al., 2008; Wang et al., 2012). Based on the results of a pilot study (Boutet et al., 2018), Bionest Technologies (Shawinigan, QC, Canada) has developed the KAMAK™, a solution for upgrading aerated lagoon systems using self-supported submerged plastic media. The complete KAMAK™ design includes two aerated biofilm reactors (RX1 and RX2) as well as three zones for sedimentation and accumulation of either raw sewage particulate matter or detached biofilm (CL1, CL2 and CL3) (Figure 3.4). CL1 is minimally aerated for odor control while CL2 and CL3 are unaerated. Each zone is separated by a watertight membrane.

Technologies such as the KAMAK™ are designed to intensify lagoon treatment by allowing the application of higher loads in the same volume without compromising effluent quality. One of the outcomes of this intensification is the increase of sludge production per unit of treatment volume. Since the sludge produced in a lagoon system is typically not continuously removed as in the activated sludge process, it accumulates at the bottom of the lagoon and forms a sediment layer which is removed only periodically (Narasiah et al., 1990). Between two sludge removal operations, accumulated sediments can impact the treatment performance. On the one hand, the sediment layer, acting as a dead zone, reduces the effective volume of the lagoon (Broughton & Shilton, 2012). On the other hand, the accumulated sediment's activity can be associated with the release in the overlying water of pollutants such as ammonia (Namèche et al., 1997) and suspended solids (Iwema et al., 1987) which can be transported with the effluent to the receiving waters. Conversely, the sediment layer may also actively participate in the removal of targeted pollutants (Jupsin & Vassel, 2007). Indeed, significant oxygen demand and organic matter oxidation in the sediment layer have been reported (Chabir et al., 2000; Namèche et al., 1997).

An increase in sludge production and the resulting increase of sediment accumulation can either be addressed by removing sediments more frequently or by promoting in-situ digestion of the accumulated solids. For the first option, since sludge removal operations are costly (610 \$ per ton of dry matter on average in the province of Québec, Canada (MAMOT, 2014)), increasing their frequency represents an important increase in operational costs. The second option, in turn, can potentially intensify the undesired release of pollutants related to the activity within the sediment layer.

The sediment accumulation rates and digestion rates are both affected by the operating temperature, the characteristics of the water treated and the characteristics of the settled particles. In typical lagoon systems (aerated or not), the sediment accumulation rates can vary significantly from one plant to another. Accumulation rates ranging from 0.7 to 77 cm/year or 0.017 to 0.126 m³/person/year have been reported (Keffala et al., 2013). Spatial variation of accumulation rates within the lagoon systems is also documented. In a multi-cell system, the highest accumulation of solids normally takes place in the first cell receiving raw sewage (Namèche et al., 1997; Narasiah et al., 1990; Picot et al., 2005). Considering these rates and wishing to prevent the negative effects of an overaccumulation, a periodical sediment removal operation is prescribed. A large range of removal frequencies can be found in the literature. Keffala et al. (2013) report a removal every 2 to 5 years while Narasiah et al. (1990) prescribe a removal every 6 to 10 years for the first cell and 20 to 25 years for the downstream cells.

In-situ sediment digestion in aerated lagoon systems can be achieved within the sediment layer under anaerobic conditions. Anaerobic digestion of organic particulate matter is a commonly used process for the management of primary and secondary solids from water resource recovery facilities. The interest of this process mainly resides in the fact that it allows volatile solids (VS) reduction and represent a potential for net energy recovery by transformation of VS into methane (Keffala et al., 2013). Even in low-mesophilic or psychrophilic conditions such as those observed in lagoons located in the North, anaerobic digestion was demonstrated to be an effective process allowing significant decreases in sludge VS content and substantial methane production (Chiappero, 2018), especially in highly loaded systems such as manure digesters (Giard et al., 2013). However, in lagoon systems, methanogenesis is reported to be reduced or prevented at temperatures below 15°C (Hosetti and Frost, 1998). Still, a potential reduction of 40 to 60% of the VS associated to anaerobic digestion in aerated lagoons is stated in Metcalf & Eddy (2003).

Currently, no data is available regarding the potential of anaerobic digestion or the impact of sediment accumulation on the performance of upgraded highly loaded aerated lagoon systems. The present study has been carried out to increase knowledge on these matters. The main objectives of the study are to quantify the accumulation of particulate matter, monitor the composition of the sediments and quantify actual and potential

biogas production over different operating temperature conditions observed in an upgraded lagoon system. Conducted on the first full-scale KAMAK™, this research also aims at relating the sediment accumulation and digestion dynamics to the biological processes' performance and effluent quality.

5.2 Methodology

5.2.1 Experimental site and studied system

The full-scale KAMAK™ system studied is schematized in Figure 3.4. It is fed with raw domestic wastewater from the municipality of Grandes-Piles (QC, Canada) (415 inhabitants) at an average flowrate of 84.3 m³/d. The system doesn't include any pre-treatment. It is installed in the first third of the original lagoon to study the potential of the technology for upgrade purposes in an overload situation (i.e. three times the original loading rate). The total liquid volume in the studied KAMAK™ is 520.5 m³. The water depth in the basin is 3.25 m and the volumes of the 5 distinct zones (Figure 3.4c, d) are 34.5 m³ for RX1, 37.5 m³ for RX2 and 149.5 m³ for each of the three CLs. The reactors are separated from the sedimentation zones CL1, CL2 and CL3 by ballasted high-density polyethylene membranes. Holes of 60 cm by 60 cm in the membranes allow water to flow through the system as shown on the flow diagram presented in Figure 3.4e. For odor control, CL1 is minimally aerated (approximately 100 l/min) with a Premier Tech (Rivière-du-Loup, QC, Canada) Atara™ static aerator from the original lagoon. CL2 and CL3 are unaerated. The two reactor zones RX1 and RX2 are intensively aerated and mixed using coarse bubble diffusers (perforated PVC pipes) at the base of the columns containing the biofilm support material (Figure 3.4a, b).

Prior to the installation of the KAMAK™ system and prior to the monitoring campaigns conducted throughout the project (from April 2016 to July 2018), the system was operated under normal conditions as a conventional aerated lagoon. A sludge removal operation was performed within a year prior to the installation of the KAMAK™. Sediment volume accounted for approximately 9% of the total liquid volume prior to the installation.

5.2.2 Sediment heights and characteristics

Sediment height was periodically measured using two techniques. First, measurements were performed monthly at different locations using a sediment gauge (3.8 cm diameter USABlueBook® CorePRO® sludge sampler, aka Sludge Judge, Waukegan, IL, USA). The sampling locations were distributed as a grid to obtain a representative measure of the sediment distribution and average height in each zone. Second, sonar measurements (Lowrance, model LCX-17M, Tulsa, OK, USA) were performed twice a year to measure more precisely the distribution of the sludge in each zone and validate the Sludge Judge measurements. The numerical echosounder used allowed for continuous monitoring of the water depth (and thus the resulting sediment height) which yielded a detailed representation of the sediment distribution. Near the end of the monitoring period (fall

2017), a sludge removal operation was carried out. For this operation, a vacuum pump was used to remove as much sludge as possible from the 3 sedimentation zones.

Sediment total solids (TS) and VS content were measured according to Standard Methods (APHA/AWWA/WEF, 1999) on grab samples taken with the sediment gauge used to measure sediment height. For logistical reasons (temperature, available resources), the frequency of measurement of the sediment TS and VS content varied throughout the monitoring period. The frequency has varied from once every week during the summer period to once every two months during winter.

5.2.3 Water quality and operating parameters

Grab samples were taken and analyzed weekly to characterize the quality at the effluent of the system. At the influent, a daily composite sample was taken once every week using an automatic sampler programmed for time-proportional sampling. The samples were analysed to determine total and soluble CBOD₅ and TSS content using Standard Methods (APHA/AWWA/WEF, 1999).

Influent and effluent quality (COD, soluble COD and TSS) were also measured continuously using Primodal Systems (Hamilton, ON, Canada) RSM30 automated monitoring stations equipped with scan spectrolyser UV/Vis spectrophotometers. To ensure the validity of the collected data, a procedure for cleaning, validating and calibrating the sensors was followed every week (see chapter 4). An off-line procedure for univariate data quality assessment described in Alferes et Vanrolleghem (2016) was applied to improve online data quality. The latter consists in detecting outliers, reducing noise and detecting sensor faults.

The influent characterization achieved using sensor data and composite samples was performed during the second year of the monitored period, from January 26th, 2017 to February 2nd, 2018, covering a whole cycle of seasonal variations.

The operating parameters were monitored every week at the influent, at the effluent and in each zone of the KAMAK™ system using portable probes: YSI (Yellow Springs, OH, USA) ProODO for DO and WTW (Weilheim, Germany) Multi 3420 for water pH and temperature. pH in the sediment layer was measured using the same portable probe, but only during the month of August 2016.

5.2.4 In-situ biogas production and composition

Biogas produced from anaerobic digestion within the sediment layer was captured at the lagoon surface using a custom floating hood inspired by Porro et al. (2014) (Figure 5.1). The hood was emptied prior to a gas collection period using a valve included on the top of the device. The same valve was used at the end of a collection period

to sample gas and analyze its composition. The composition of the collected gas (CH_4 , CO_2 , O_2 and H_2S content) was characterized using a Sewerin (Gütersloh, Germany) Multitec 520 multiple gas portable measuring device.

Gas volumes were measured over different periods of time (4 to 25 days) depending on the accumulation rate and the capacity of the hood. The rates presented hereafter are average surface production rates (total collected volume/duration of the collection period/surface of the hood) for each of the collection periods. The middle of each period is used as the x coordinate to present the evolution of the production rate over time. The hood was alternately installed in each of the three sedimentation zones over the monitoring campaigns except for the last part of the monitored period, namely the Spring and beginning of Summer 2018. During that period, three hoods were installed on the system allowing simultaneous measurements on each of the three CLs. Since ice was present on the surface of the lagoon during winter, no gas was collected during that time of the year.

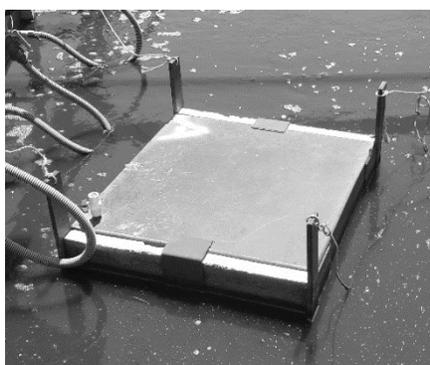


Figure 5.1: Floating hood for gas collection

5.2.5 Biomethane potential tests (BMP)

In parallel to the in-situ measurements of biogas production, BMP batch tests were performed using WTW Oxitop C/D pressure measuring heads. Sediment samples from the three CLs were used both as inoculum and substrate to simulate the conditions observed within the real system without knowing the substrate-inoculum ratio values. The results for CL1 samples are however not presented since no methane production was measured for these samples. The latter observation is discussed below. Results obtained using a mix of CL2 and CL1 sediments (50-50) are however presented. The tests were performed on samples taken on three different occasions during the spring and summer of 2018 (May 9th, June 4th and July 10th). Some tests were performed in duplicates to assess the repeatability of the methodology.

For each batch test, 50 ml of process water (sampled over the sludge layer in each CL) was added to 100 ml of sediment in the one-liter test bottles. Prior to the tests, the headspace in the bottles was flushed with N_2 gas to make sure anaerobic conditions were in place. NaOH tablets were used in a compartment located in the headspace to capture CO_2 and measure only the pressure increase caused by CH_4 production. The bottles were

monitored until the pressure measurements saturated at constant value. pH was not adjusted prior the tests nor during the tests. VS content was measured using Standard Methods (APHA/AWWA/WEF, 1999) for each sample to relate the gas production to the quantity of VS in the sample. For comparison purposes, the gas volumes are reported at standard temperature and pressure (0°C and 101.3 kPa).

To assess the influence of temperature on the BMP and the maximum methane production rate, the tests were performed at three different temperatures (4°C, 10°C and 20°C) within the range of water temperatures observed on the real system. The maximum methane production rate was obtained computing the slope of the linear part of the saturation-like BMP curve (first portion of the curves). The BMP, in turn, was calculated using the highest pressure measurement (constant saturation level) of each test. Table 5.1 presents a list of all batch tests performed. The following simplified form of the Arrhenius equation, which is widely used to model the effect of temperature on microbial activity (Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991) was used to evaluate the measured effect of temperature on the methane production rate:

$$k_{T_2} = k_{T_1} \cdot \theta^{(T_2 - T_1)} \quad \text{Equation 5.1}$$

where k_T (Nml/gVS/d) is the process rate constant at temperature T (°C) and θ (unitless) is the temperature constant which defines the sensitivity of the process to temperature.

Table 5.1: BMP test conditions

Samples from	CL1-CL2 mix			CL2			CL3		
	4°C	10°C	20°C	4°C	10°C	20°C	4°C	10°C	20°C
May 9 th 2018					x ^a	x ^a		x	x
June 4 th 2018					x ^a	x ^a			
July 10 th 2018	x	x	x	x	x ^a	x ^a		x	x

^aDuplicates

5.3 Results and discussion

5.3.1 Influent composition, loading rates and operating conditions

The average influent composition for the year 2017 is presented in Table 5.2. The averages and standard deviations cover the daily and seasonal variations observed over a year in the influent. The measured concentrations are typical of low/medium strength untreated domestic wastewater (Metcalf & Eddy, 2003). The average volumetric loading rates are also presented in Table 5.2. The reduced volume of the KAMAK™ system compared to the original lagoon results in high loading rates compared to typical aerated lagoon design criteria. For example, regarding the total CBOD₅ loading rate, it is 2.3 times higher for the studied system than for an

aerated lagoon (3-cell system targeting an effluent total CBOD₅ of 30 g/m³ with an influent total CBOD₅ of 170 g/m³ and a design temperature of 2°C) designed according to a commonly used first order degradation model (USEPA, 2011). These increased loading rates also apply for particulate matter (TSS) which of course leads to potentially higher solids accumulation in the system because it is not continuously wasted.

Table 5.2: Influent composition and average loading rates

Variable	Influent concentration ^{a,b} (g/m ³)	Average volumetric loading rate ^b (g/m ³ of lagoon-d)
TSS ^c	167 (70)	28.5
Total COD ^c	388 (121)	64.0
Soluble COD ^c	128 (40)	20.4
Total CBOD ₅ ^d	168 (41)	23.9
Soluble CBOD ₅ ^d	71 (20)	10.2

^aAverage (standard deviation); ^b2017-01-26 to 2018-02-01;

^cOnline sensor data; ^dTime proportional composite samples

Water temperature (average of the three CLs) is presented in Figure 5.2. The evolution of water temperature throughout the monitored period shows the large seasonal variations observed in the system. The minimum measured temperature was 1.8°C (winter 2018) while the maximum measured temperature was 21.1°C (summer 2016). This range includes the critical value of 15°C below which methanogenesis is reported to be significantly decreased or prevented (Hosetti & Frost, 1998).

The average pH and DO measured in the three sedimentation zones (CL1, CL2 and CL3) are presented in Table 5.3. For easier analysis of the results the monitored period is divided in three key periods of the year in Table 5.3, with each representing different phases of the sediment layer activity, namely the pre-digestion period, the digestion-active period and the post-digestion period. The choice of these periods is mainly based on the evolution of sediment composition and biogas production throughout the year (discussed below).

The water pH values observed in the three CLs are close to neutrality during the pre and post-digestion period and slightly lower during the digestion period. This decrease can be explained by the acidifying effect of nitrification taking place seasonally during the same period. It can also be explained by the presence of volatile fatty acids (VFA) due to incomplete methanogenesis during the digestion period. This explanation is supported by the pH measurements in the sediment layer which are, on average, slightly lower for every zone during the digestion-active period, suggesting an acidification in the sediment. Measured pH (overlying water and sediments) are in the lower end or below the optimal range for the processes taking place during anaerobic digestion (Appels et al., 2008).

Table 5.3: Average operating conditions and sediment characteristics

Variable	Units	Pre-digestion (Dec.-May)			Digestion (June-Aug.)			Post-Digestion (Sept.-Nov.)											
		CL1 ^a	n ^b	CL2 ^a	n ^b	CL3 ^a	n ^b	CL1 ^a	n ^b	CL2 ^a	n ^b	CL3 ^a	n ^b						
Overlying water pH	-	7.2 (0.3)	48	7.2 (0.3)	48	7.1 (0.3)	49	6.8 (0.5)	28	6.7 (0.5)	28	6.7 (0.4)	28	7.0 (0.6)	18	7.0 (0.8)	17	7.0 (0.7)	20
Sediment layer pH	-	n/a ^c	-	n/a ^c	-	n/a ^c	-	6.2 (0.2)	3	6.6 (0.2)	3	6.5 (0.2)	3	n/a ^c	-	n/a ^c	-	n/a ^c	-
Overlying water DO	g/m ³	6.2 (3.3)	48	10.4 (3.1)	49	9.1 (3.5)	50	1.3 (1.8)	29	3.9 (2.4)	30	2.5 (2.8)	30	3.6 (2.6)	20	8.5 (2.5)	18	5.5 (4.2)	20
Sediment TS	% (m/m)	5.0 (1.6)	8	5.4 (1.7)	8	4.7 (1.6)	7	5.2 (2.0)	10	5.6 (1.4)	11	4.9 (1.6)	9	6.9 (2.1)	3	7.2 (2.9)	5	5.3 (1.7)	5

^aAverage (standard deviation); ^bNumber of measurement days; ^cNot available

The DO concentration measured in the water above the sediment layer was, on average, significantly above 0 for every zone and for the three defined periods. It is thus likely that the upper part of the sediment (thickness from between 35 and 2000 μm depending on DO concentration) (Chabir et al., 2000) consumes the DO while the rest of the sediment layer is anoxic (in presence of nitrate) or anaerobic. Note that methanogenic activity is limited to the lower part of the sediment layer in the system since it is inhibited by oxygen (Whitman et al., 2014).

5.3.2 Evolution of sediment height and composition

The evolution of the average sediment height in each of the three CLs over the 2.3 years monitoring period is presented on Figure 5.2. For CL1, considering the standard deviations of the average measurements, one can conclude that no significant variation of the sediment height was observed prior to the sludge removal operation performed during fall 2017. The same conclusion can be drawn from the sonar measurements which are only slightly varying. This result can be explained by the presence of an aerator in CL1. The aeration installed for odor control in that zone also induced mixing in the zone. Enough energy thus seems to be provided to keep solids from the raw wastewater in suspension above a certain sediment level, between 50 and 75 cm. Considering the general variation of the sediment height, the sludge removal operation does not seem to have had a significant effect on the quantity of sediment present in the zone. The shutdown of the aeration at the end of the sludge removal (October 30th, 2017), however, had a significant effect. An important and quick increase of the sediment height was observed between the shutdown and the restart of the aeration, confirming the important influence of aeration on accumulation in CL1. After restarting it, a progressive return to a sediment height between 50 and 75 cm was observed.

Considering the detailed sonar measurements showing the distribution of the sediment in the CLs (Figure 5.3), the distribution was quite constant in CL1 prior to the aeration shutdown. The accumulation was concentrated at the inlet of the system. Based on observations made using the Sludge Judge in this area, it could be concluded that accumulation of dense particles (sand) was taking place at this location.

For CL2 and CL3, which were unaerated during the whole monitored period, the accumulation dynamics were quite different. Prior to the sludge removal operation, a similar tendency was observed for both CL2 and CL3. The warmer months of the year were characterized by lower average accumulation rates than the colder months. Considering the three first sonar measurements in both CL2 and CL3, the average accumulation rate observed during the colder months was almost 3 times higher than the rate observed during the warmer months. This dynamic has previously been reported for lagoon systems in which sediment digestion occurred periodically, during the warmer months of the year (Marin, 1986; Schneiter et al., 1984). For both CL2 and CL3, the sludge removal operation of fall 2017 was more efficient than for CL1 with a significant decrease of the sediment heights. After the aeration shutdown in CL1, winter accumulation was slower compared to the previous winter. This

suggests that, when the aerator was running in CL1, a significant portion of the solids accumulating in CL2 and CL3 were primary solids transported through the system. Corroborating this hypothesis, the average level of sediment was rapidly increased in both CL2 and CL3 after the restart of aeration in CL1 on May 11th, 2018.

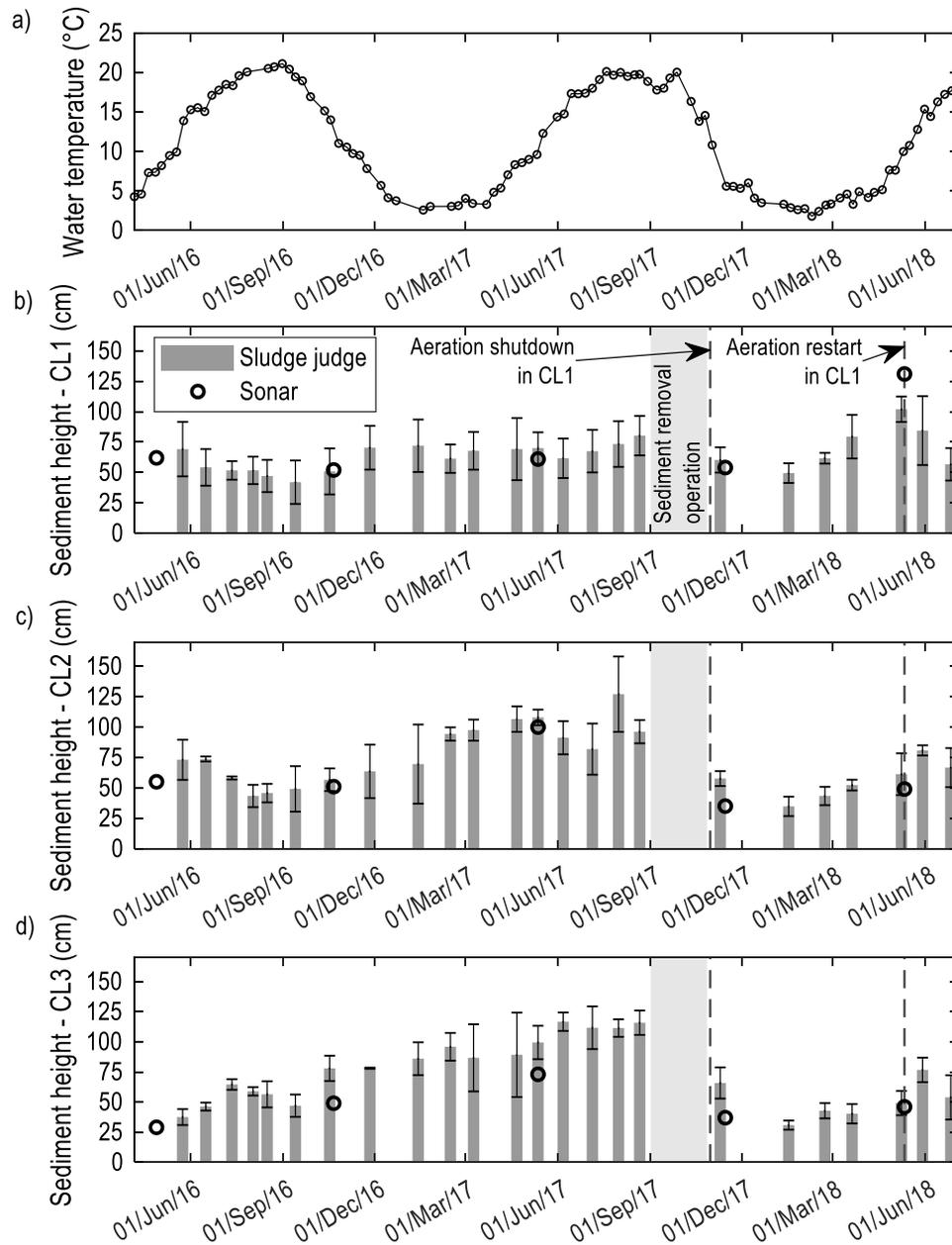


Figure 5.2: Evolution over time of (a) average water temperature in the CLs and average sediment height in (b) CL1, (c) CL2 and (d) CL3 with the error bars corresponding to the standard deviations

The detailed sonar measurements presented in Figure 5.3a, b and c show the spatial distribution of sediments in CL2 and CL3 and how they evolved prior to the sludge removal operation. For CL3, accumulation was uniform

with a slightly more important accumulation at the inlet and the outlet of the zone. For CL2, the accumulation was first concentrated at the inlet of the zone (Figure 5.3a) and was then distributed over the rest of the zones (Figure 5.3b,c). This change in the sediment distribution confirms the occurrence of sediment transport within the system. This can potentially be explained by sediment resuspension associated with the gas production observed in the system. The latter phenomenon is discussed below. Similar sediment transport related to gas production within the sediment layer was previously reported by Iwema et al. (1987). After the sludge removal operation (Figure 5.3d, e), the accumulation was, as previously observed, slightly more important at the inlet of the zone for CL2 and slightly more important at both the inlet and the outlet for CL3.

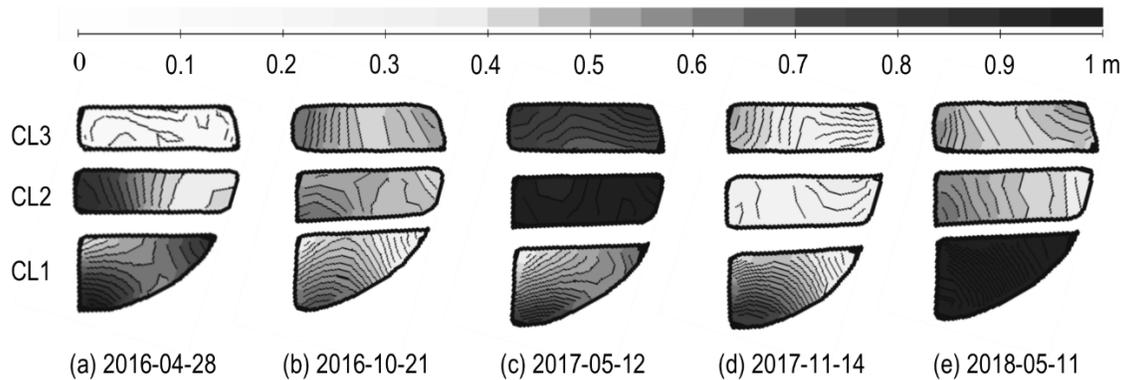


Figure 5.3: Evolution over time of the sediment distribution in the sedimentation zones

From a more general perspective, the average accumulation rate during the first year of the monitoring period (excluding the sludge removal operation) was 27.6 cm/year for the whole system based on the sonar measurements. Considering the population feeding the system (415 inhabitants), the accumulation rate can be expressed as 0.11 m³/person/year. Compared to literature data for typical lagoon systems (Keffala et al., 2013), these results are within the reported range even though high loading rates were applied to the studied system compared to a typical lagoon system.

This result suggests that efficient sediment digestion occurs within the system. Using the computed average accumulation rate to estimate the time it would have taken to accumulate the sediment that was present at the bottom of the lagoon prior to the KAMAK™ installation, it is possible to estimate a sludge removal frequency for the enhanced highly loaded lagoon. After the installation, the time after which the first removal operation had to be done to avoid excessive deterioration of effluent quality was roughly 3 years. With 9% (≈30 cm) of the total volume occupied by sludge prior to the installation, a supplementary year has to be added to obtain an estimation of the removal frequency: 4 years. This frequency is lower than the one prescribed by Narasiah et al. (1990) for the first cell of a lagoon system, but within the typical range reported by Keffala et al. (2013). Considering this and the fact that only one removal operation was carried out within the course of the study, it is difficult to

conclude on the impact of the lagoon enhancement on the sludge removal frequency. A longer-term study is needed.

TS and VS content of the sludge can be used to assess the digestion occurring within the sediment layer. Corroborating the results of sediment height evolution which shows a decrease of the sediment accumulation during the warmer months, the evolution of the sediment composition presented on Figure 5.4 shows a decrease of the VS/TS ratio of the sludge during the most active digestion period (June to August). The VS content of sediments is an index of the available organic substrate for digestion (Spanjers & Vanrolleghem, 2016), which is consumed during the digestion-active period (warmer months). The data collected over the whole monitoring period are reported over one year to better illustrate the seasonal variation of the sludge composition. The ratio reaches its lowest point around October and it begins to gradually rise back up to its highest point in May. Between the highest (average for December to May) and the lowest values (average for September to November) of the VS/TS ratio, a decrease of 39% is observed for CL1, 26% for CL2 and 12% for CL3. These differences are statistically different for CL1 and CL2 (p -values < 0.05), but not for CL3 (p -value > 0.1). The further downstream the area, the less the composition of its sediments varies during the year, suggesting a difference in the nature of the sediments retained in the three CLs (discussed below). The measured VS/TS ratios are close to or within the range found in literature for lagoon sediments (Keffala et al., 2013; Picot et al., 2005).

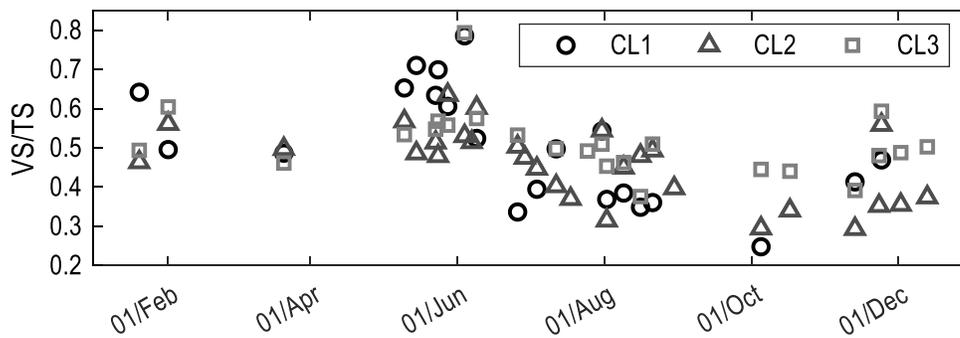


Figure 5.4: Evolution over a year of the sediment VS/TS ratio

The average TS contents (or siccidity) of the sludge are presented in Table 5.3. The measured values are within the range reported in literature for typical lagoon systems (Marin, 1986; Paing et al., 2000; Picot et al., 2005). For comparison, the TS values are also within the typical range reported for solids removed from primary sedimentation tanks (Metcalf & Eddy, 2003). Considering the standard deviation of the measurements, no statistically significant difference in TS content was measured between the zones or between periods. However, the average TS content measured in CL3 was lower than that for CL2 and CL1 for all three periods. This result can be explained by the nature of the sediment found in CL3. This zone being far from the inlet of the system,

CL3 sediments are likely to be less influenced by primary solids. CL3 sediments thus present a higher concentration of secondary solids which are mainly composed of biofilm fragments in the case of the KAMAK™ system. These biosolids have different characteristics than primary solids (Metcalf & Eddy, 2003) and may, in turn, influence the siccidity of the sediments. Moreover, a slight increase of the average TS content was detected in every zone during the post-digestion period. This result suggests that the characteristics of the digested and remaining sediments are different, the latter tending to have a higher siccidity.

5.3.3 In-situ biogas production and BMP

The biogas emission rates measured using the floating hoods are presented on Figure 5.5. The results show that the gas production is highly correlated with temperature (light grey curve). Indeed, on the one hand, before and after the winter period with ice cover, gas production was at its lowest. On the other hand, the annual peak of gas production was measured when the highest temperatures were measured. This trend was captured for all three CLs, except for CL1 after the aeration shutdown and restart episode (end of 2017 and beginning of 2018). The large quantity of primary solids accumulated while the aeration was stopped in CL1 proved to have a large potential for digestion and biogas production. This is shown by the high production rate (highest measured) taking place in early June 2018 in CL1. After this period, even though the temperature was high enough to allow digestion, the gas production rate dramatically dropped (by around 50%). This is likely caused by the aeration being restarted and the sediment thus being transported downstream. This drop could also be explained by an important decrease in the amount of readily biodegradable matter in the sediment layer after the intense digestion period of early June.

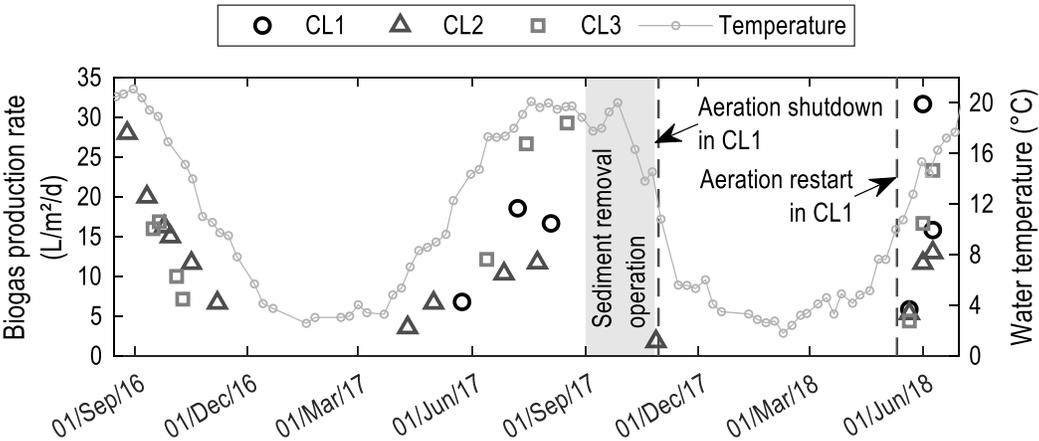


Figure 5.5: Evolution over time of the biogas production rate measured on all three CLs

Considering this result, the measurements from the other zones and the measurements from the previous years, one may conclude that the digestion rate is not only dependent on temperature, but also on the quantity and type of sediment (primary or secondary) present. The rates measured throughout the monitoring campaigns are

of the same order of magnitude as the rates measured previously in non-aerated lagoon systems operating at temperatures similar to the ones observed during the active summer periods (Brockett, 1976; Iwema et al., 1987; Paing et al., 2000; Toprak, 1995). It is also worth noticing that since the biogas was collected at the surface of the lagoon, it is likely that part of the produced biogas was dissolved in the water column and thus not quantified. Considering a Henry constant of $1.4 \cdot 10^{-4}$ mol/m³·Pa (at 25°C), a temperature of 20°C, a partial pressure of CH₄ corresponding to 65% of atmospheric pressure (101.3 kPa), which is within the range measured in the collected gas (Table 5.4), the dissolved concentration of CH₄ could be as high as 16 g/m³.

The average composition of the gas produced in-situ is presented for each zone in Table 5.4. As expected, the collected gas was mainly composed of methane (CH₄) accounting for more than 60% for every zone. This proportion fits within the range reported in literature for unaerated lagoon systems (Brockett, 1976; Toprak, 1995). It is also in accordance with what is normally found in the biogas produced in typical municipal digesters operated near optimal mesophilic temperatures (Gerardi, 2003). For carbon dioxide (CO₂), however, the measured proportions are significantly lower than what is typically measured in biogas produced in digesters. Since the gas was collected in a closed device (the hood) at the water surface, it is possible that CO₂ remained solubilized in the water column and therefore not collected in the hood. Indeed, CO₂ is much more soluble than CH₄ (Sander, 2015). Considering the anaerobic (or anoxic) nature of the CLs during the digestion-active periods, the negligible O₂ proportions of biogas are not surprising. Summing the volume proportions occupied by CH₄, CO₂ and O₂ does not yield 100%. The balance may mainly be attributed to anoxic respiration (N₂ via denitrification) (Gerardi, 2003).

Concerning the hydrogen sulfide (H₂S) concentrations, the measured ranges are presented for each year to show the evolution over time. Except for CL1 for which always a low level was measured, the H₂S concentration was significantly higher during the last year compared to other periods. It is however hard to explain why the conditions for H₂S production were met at that time. Competition between sulfate-reducing bacteria and methane-producing bacteria for acetate is a potential cause (Gerardi, 2003).

Table 5.4: Composition of the captured biogas

Gas	Period	Units	CL1	n ^e	CL2	n ^e	CL3	n ^e
CH ₄ ^a	2016-2018	% ^c	61.2 (4.7)	4	63.8 (7.1)	10	67.0 (5.3)	7
CO ₂ ^a	2016-2018	% ^c	5.3 (4.6)	4	4.3 (7.1)	10	3.0 (2.4)	7
O ₂ ^a	2016-2018	% ^c	0.0 (0.1)	4	0.3 (0.4)	10	0.4 (0.7)	7
	2016	ppm ^c	n/a ^d	-	0 - 7	5	0 - 7	2
H ₂ S ^b	2017	ppm ^c	0 - 102	2	0 - 1	3	0 - 22	3
	2018	ppm ^c	1 - 53	2	180 - 1200	2	13 - 144	2

^aAverage (standard deviation); ^bRange; ^cv/v; ^dNot available; ^eNumber of measurements

The results of lab-scale BMP tests are presented in Figure 5.6. Figure 5.6a presents the BMP values as a function of temperature for each zone while Figure 5.6b shows the maximum production rates, also as a function of temperature for each zone. The results show an influence of temperature on both BMP values and on the maximum rates. Increasing the operating temperature was associated with a linear increase of the BMP, suggesting that part of the non-biodegradable matter at low temperature becomes available for degradation at higher temperatures. This may also reflect differences in the microbial ecology present at different temperatures (Gerardi, 2003).

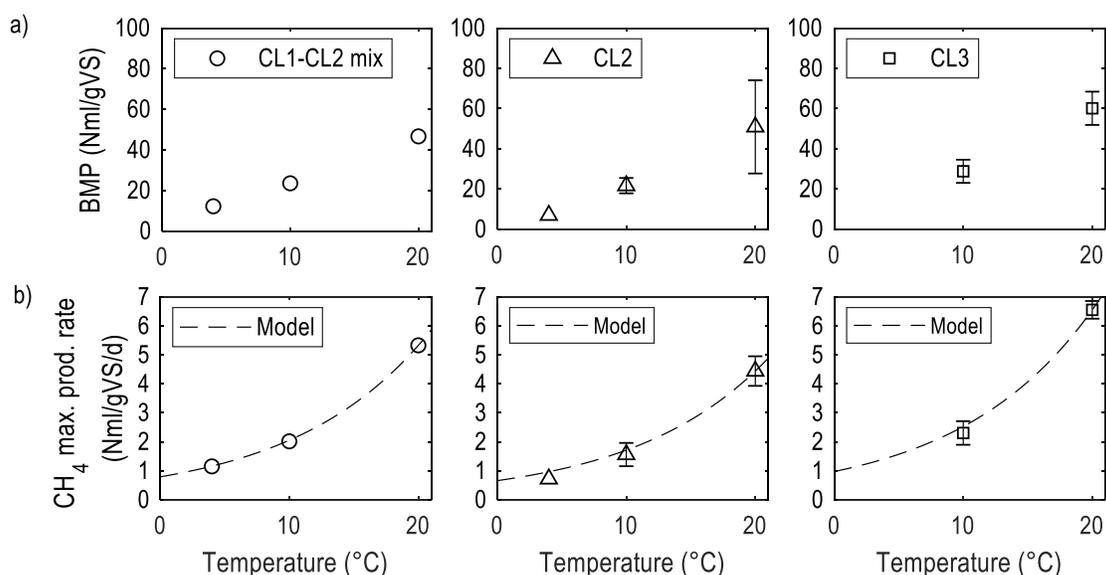


Figure 5.6: (a) BMP values and (b) maximum CH₄ production rates as a function of temperature for each CL. The error bars represent the standard deviations and the dashed lines are modelling results using the Arrhenius equation with θ equal to 1.1

Focussing on the BMP values measured using sludge from CL2, one notices that the standard deviation is significantly higher for the measurements done at 20°C. This can be explained by the change in sediment characteristics from one sample to another, which were collected at different moments (Table 5.1), namely before and after the aeration restart in CL1 (spring 2018). As mentioned earlier, when aeration was restarted, the sediments which had accumulated in CL1 when the aeration was down, were transported downstream. This transport can potentially explain the change in the nature of the sediments collected in CL2 and, in turn, the important difference in the measured BMPs. The standard deviation is however not as important at 10°C (Figure 5.6a). At 20°C, the BMP was higher (140% higher) after the aeration restart, which is in line with the fact that the BMP is typically higher for primary sludge than for secondary sludge (Spanjers & Vanrolleghem, 2016).

No results are presented for CL1 sediments only since the experiments gave no gas production. Since gas production was observed for that zone on the full-scale system, a down-scaling effect could be the cause. The

collected samples potentially did not contain enough active biomass to help start the gas production process. A mixture of CL1 and CL2 (50-50) sediments was however used to assess the effect of temperature considering the CL1 sediments as substrate. As shown in Figure 5.6, the influence of temperature was the same for this mixture as for sediments from CL2 and CL3.

Figure 5.6b presents the measured rates in comparison to modelled results obtained using the Arrhenius equation (Equation 5.1). The influence of temperature on the maximum methane production rates is well described by the model. The temperature coefficient θ used to fit the data was the same for every zone: 1.1. This value is within 5% of the typical values used in literature to describe the influence of temperature on the growth rate of the microorganisms implied in mesophilic anaerobic digestion (fermentation and methanogenesis) (Siegrist et al., 2002). It is also comparable to the temperature coefficient used to describe the influence of temperature on the maximum substrate uptake rate in psychrophilic conditions (King et al., 2012). It is, however, higher than the typical value used to describe the lower influence of temperature on hydrolysis. This result suggests that the influence of temperature on the measured gas production rates is similar for all three CLs and is mainly governed by intracellular processes.

Compared to typical BMPs for mesophilic (35°C) digestion of primary sludge or waste activated sludge, the measured BMPs are relatively low. The maximum BMP measured at 20°C using sediments coming from CL2 (83.3 Nml/gVS), represents roughly 25% of the typical mesophilic BMP for primary sludge and 50% of the typical mesophilic BMP for waste activated sludge (Spanjers & Vanrolleghem, 2016). These differences can potentially be attributed to the fact that the samples on which the BMP tests were performed during this study were taken from sediments accumulated over approximately 4 years. The sediments had therefore already undergone several digestion-active periods and were already partially digested. They were thus likely to be concentrated in nonbiodegradable or very slowly biodegradable VS, which remain after digestion in the given conditions (Elbeshbishy et al., 2015).

5.3.4 Impact of sediment accumulation and digestion on the system's performance

Sediment accumulation and subsequent digestion was found to have an impact on the effluent quality of the system. As mentioned above, particulate matter was mainly accumulating during winter after which a digestion-active period was observed during summer. During this period, biogas was produced. Resuspension of sediment, caused by rising gas bubbles, therefore was likely to occur. The occurrence of sediment resuspension provides a plausible explanation for the observed temporary increase of effluent TSS and total CBOD₅ during the warmer months (Iwema et al., 1987). Indeed, the average effluent TSS and total CBOD₅ for the whole monitoring period (2016 to 2018) have respectively increased by 122% and 80% for the warmer months (June

to August) compared to the colder months (September to May). Part of this increase may also be explained by the influence of operating temperature on the settleability of the solids produced within the biofilm reactors. Patry et al. (2018) studied similar biofilm reactors and concluded that high operating temperatures (14-16°C for this study) are associated to low settling performance compared to colder operating temperatures.

Soluble CBOD₅ also increased temporarily (by 93% on average) during the digestion-active period. This increase can potentially be explained by the release of soluble organics (e.g. volatile acids) from the sediment layer via hydrolysis and fermentation in the last sedimentation zone (CL3) when the activity is at its highest. The latter exchange mechanisms of particulate and soluble compounds between the sediment layer and the bulk water within lagoon systems have previously been reported in literature (Rich, 1999).

Another compound of interest because of its toxicity for aquatic life in the receiving waters, is ammonia (in its un-ionized form). Ammonia can directly be released from the sediment layer as it is a product of anaerobic decomposition (Rich, 1999). In the present case study, however, another mechanism related to sediment digestion was found to have an impact on ammonia concentration at the effluent. As described in chapter 6, resuspended solids have an impact on biofilm thickness in the RXs, and in turn, temporarily reduce the KAMAK™'s nitrification performance. The occurrence of significant digestion within the sediment layer was thus associated with temporary episodes of nitrification loss during the warmer months.

5.4 Conclusion

The long-term monitoring of sediment accumulation, sediment composition and gas production within a full-scale biofilm-enhanced highly loaded aerated lagoon shows that anaerobic digestion of the sediments occurs seasonally, impacting the accumulation rate and effluent quality. During the digestion-active period, which took place during the warmer months of the year (early June to the end of August), the net accumulation rates and the volatile content of the sediments decreased. Biogas was produced during this period, leading to particulate matter resuspension, and in turn, temporary increases of effluent TSS and total CBOD₅. The high activity of the sediment layer was also found to have both direct and indirect impacts on the soluble compounds found in the effluent (ammonia and soluble CBOD₅).

Finally, the biogas production by digestion of the sediments from the CLs was found to be significantly influenced by temperature and by the nature of the sediments. Temperature impacted both the maximum gas production rate and the BMP value while the nature of the sediments mainly impacted the BMP value.

6 Nitrification in a biofilm-enhanced highly loaded aerated lagoon¹

6.1 Résumé

Un système pleine échelle d'étang aéré à capacité augmentée à l'aide d'une technologie à biofilm a été suivi sur une année à l'aide de stations automatiques de suivi de la qualité de l'eau dans le but de quantifier ses performances de nitrification. Le système était opéré à un taux de charge organique élevée : 5,8 g DBO₅C totale/m² de support bactérien par jour (23,9 g DBO₅C totale/m³ d'étang par jour), un taux de charge en azote ammoniacal total de 0,9 g NH₄-N/m²/d (3,7 g NH₄-N/m³/d) et à des températures variant entre 1,6 et 20,8°C. Une période saisonnière de nitrification prolongée a été observée sur le système par rapport à un étang aéré modélisé ayant les mêmes dimensions. Cette prolongation de la période de nitrification maximale a été d'approximativement 1 mois et elle a été observée à l'automne, et ce malgré une baisse de la température d'opération jusqu'aux alentours de 4°C. Durant la période maximale de nitrification, un enlèvement substantiel d'azote total par dénitrification a été observé et la portion non-ionisée de l'azote ammoniacal s'est vu réduite. Une perte temporaire de nitrification a également été expérimentée. Cette dernière est potentiellement associée à un épisode d'augmentation de la concentration en matière particulaire dans le système. Les caractéristiques du biofilm qui ont été mesurées, soit la dynamique de détachement et l'épaisseur, ont été utilisées pour expliquer cette perte momentanée de nitrification. Durant la période hivernale, malgré les températures très basses, une faible production de nitrates a été observée. Cela suggère une rétention de biomasse nitrifiante dans le biofilm pendant toute l'année.

6.2 Abstract

A full-scale biofilm-enhanced aerated lagoon using fixed submerged media was monitored using automated water quality monitoring stations over the span of one year to quantify its nitrification performance. The system was operating at a high organic loading rate averaging 5.8 g total CBOD₅/m² of media per day (23.9 g total CBOD₅/m³ of lagoon per day), a total ammonia nitrogen loading rate averaging 0.9 g NH₄-N/m²/d (3.7 g NH₄-N/m³/d), and temperatures ranging from 1.6 to 20.8°C. The system showed an extended seasonal nitrification period compared with a simulated aerated lagoon system of the same dimensions. This extension of complete nitrification with approximately 1 month was observed in the fall despite the decrease of operating temperature down to 4°C. During this maximum nitrification period, substantial denitrification occurred, and the effluent un-ionized ammonia ratio was reduced. A temporary loss of nitrification was also experienced in relation

¹Paper published in *Water Environment Research*: Patry, B., Lessard, P., & Vanrolleghem, P. A. (2019). Nitrification in a biofilm-enhanced highly loaded aerated lagoon. *Water Environment Research*. doi:10.1002/wer.1234

to an episode of elevated suspended solids concentration. Measured biofilm characteristics, namely the detachment dynamics and the biofilm thickness, were used to explain this temporary nitrification loss. During wintertime, a low nitrate production was still observed, suggesting year-long retention of nitrifying bacteria in the biofilm.

6.3 Introduction

Aerated lagoon technology is widely used for wastewater treatment in small communities of the United States and Canada. Current design criteria for this type of technology are not selected in view of achieving nitrification, even if their design includes long retention times (hydraulic and solids). However, since their vast surface renders them sensitive to seasonal variations of temperature, partial or complete seasonal nitrification is likely to occur (Houweling et al., 2008). When temperature is sufficiently high, the growth rate of autotrophic nitrifying bacteria becomes higher than the rate of biomass wastage, thus enabling nitrification. The latter conditions are obviously observed during the summer period, the duration of which differs widely based on the location (elevation and latitude) of the treatment facility. Seasonal nitrification in aerated lagoon systems is reported to be inconsistent compared with typical activated sludge operating at a similar solids retention time (SRT) (Rich, 1999). These aspects make it hard for aerated lagoon systems to fall in line with current regulations. Indeed, current concerns about effluent toxicity impacting the receiving water biodiversity translate in ever tighter limits for un-ionized ammonia (Canada, 2012). Ammonia, in its un-ionized form, is toxic to aquatic organisms (Emerson et al., 1975).

Both academia and industry have endeavored to overcome the limits of the aerated lagoon system regarding nitrification. Model-based, pilot-scale, and full-scale experiments have been carried out to study the potential of lagoon process modifications and complementary technologies. The tested solutions include tertiary treatment with biofilm-based processes such as moving bed biofilm reactors (MBBRs) (Hoang et al., 2014; Young et al., 2016) and underground aerated clean stone beds (Mattson et al., 2018). Monitoring of pilot- and full-scale tertiary systems showed good nitrification performance at very low temperature (1°C and lower), which translates to a year-long nitrification potential. However, these complementary systems require additional reaction volume which results in a potentially restrictive increase in the footprint of the facility. Enhancement of the original lagoon with bioaugmentation or increased DO has also been evaluated (Houweling et al., 2008). Model simulations of these solutions found them to significantly increase the duration of the nitrification period.

The use of a support material inserted directly inside the lagoon to host biofilm growth has also been identified as a promising solution (Boutet et al., 2018; Choi et al., 2008; McCall et al., 2013; Wang et al., 2012). Its interest resides in the simplicity of its implementation, which uses no additional operation nor reactive volume. However, in contrast with the tertiary treatment solutions, using the same reactor volume means dealing with simultaneous organic matter removal and nitrification. Few data are available in the literature to validate this approach at full-

scale, specifically regarding the effect of a high load (compared with the original design load) on nitrification performance. This scenario is currently of interest since a growing number of aging aerated lagoon systems are or will soon operate over their design load. For example, in the province of Québec (Canada), in 2013, 29% of the lagoon systems were hydraulically overloaded and 19% were facing organic overload (Québec, 2015).

The KAMAK™ technology, developed by Bionest (Shawinigan, QC, Canada), is an example of upgrade technology using an inert, self-supported, submerged media which is inserted directly in the aerated lagoon. Its design is based on the results of a pilot-scale study (Boutet et al., 2018) that showed potential for simultaneous removal of ammonia and organic matter under high organic loading rates (>5 g total CBOD₅/m²·day) and cold temperatures ($<1^{\circ}\text{C}$). It includes two aerated biofilm reactor zones (RX1 and RX2) as well as three minimally aerated (CL1) or unaerated zones (CL2 and CL3) for sedimentation and accumulation of solids (Figure 3.4). Each zone is separated by a watertight membrane. RX1 is designed for organic matter removal and partial nitrification, while RX2 is designed for oxidation of residual organics and ammonia.

The main objective of the present study is to quantify the nitrification performance and evaluate the viability of a full-scale highly loaded aerated lagoon enhanced with a fixed submerged biofilm support media. The underlying objectives of this research are to increase process understanding and identify bottlenecks related to biofilm-enhanced aerated lagoons, focusing on nitrification. The innovative features of this research include the integrated assessment of biofilm-enhanced lagoon nitrification performance. Data concerning all key processes occurring in the upgraded lagoon (nitrification, organic matter removal, sediment accumulation, and digestion) are used to explain the observed system behavior. This research was conducted on the first ever full-scale KAMAK™ system.

6.4 Methodology

6.4.1 Experimental site and studied system

The case study is a full-scale KAMAK™ installation in the aerated lagoon of Grandes-Piles, a small municipality (415 inhabitants) of the province of Québec, Canada. The system is installed in the first third of the existing lagoon volume to simulate an overload situation (Figure 3.4c). The total volume of the studied KAMAK™ is 520 m³. The aerated reactor zones RX1 and RX2 have respective volumes of 34.5 and 37.5 m³. The available surfaces for biofilm growth are respectively 1,418 m² (10 columns, 32% fill) and 709 m² (five columns, 15% fill) in each reactor. The volumetric available surface within individual columns is 130 m²/m³. A start-up period of around 5 months under normal operation conditions (non-limiting DO and alkalinity, normal loads, and normal seasonal variation of temperature) preceded the measuring campaign conducted for this study. This start-up period included a nitrification period. It allowed complete colonization of the media by a multispecies biofilm

(nitrifying autotrophs and heterotrophs). The reactors are separated from the sedimentation zones CL1, CL2, and CL3 by ballasted high-density polyethylene membranes. Holes of 60 cm by 60 cm in the membranes allow water to flow through the system as described on the flow diagram presented in Figure 3.4e. For odor control, CL1 is minimally aerated (approximately 100 L/min) with a Premier Tech (Rivière-du-Loup, QC, Canada) Atara™ static aerator from the original lagoon. CL2 and CL3 are unaerated. The volume of each CL is 149.5 m³. The hydraulic behavior of the system was characterized by performing a multi-point tracer test with Rhodamine WT (chapter 8).

The aeration of the biofilm reactors is made using coarse bubble diffusers (perforated PVC pipes) at the base of the columns containing the support material. DO concentration, maintained to be non-limiting in the reactors, varied from 6 to 13 g/m³ during the one-year monitored period, from January 26th, 2017, to January 26th, 2018. Manual DO measurements were performed weekly in the reactors using a YSI (Yellow Springs, OH) ProODO portable probe. Biofilm thickness control in the reactors is achieved by significantly changing the level of aeration (by a factor of 4) in each column every 4 hr for 8 min to increase the shear stress on the biofilm. The control procedure is performed automatically using a timer controlling the set of valves present on the aeration lines.

The system is fed with raw municipal wastewater at an average flow rate of 84.3 m³/day. The average theoretical hydraulic retention time of the KAMAK™ system is thus 6.2 days. During the monitored period, alkalinity was measured using a Hach (Loveland, CO) manual titrator (method 8203) and adjusted adding sodium bicarbonate as needed to ensure that nitrification was not limited. Effluent alkalinity varied from 39 to 162 g CaCO₃/m³ during the monitored period.

6.4.2 Water quality monitoring

RSM30 monitoring stations from Primodal Systems (Hamilton, ON, Canada) were installed at the influent and the effluent of the system. The stations included a total of 11 sensors measuring 10 different variables (Table 6.1). A procedure for cleaning, validating, and calibrating the sensors was followed every week to ensure the validity of the collected data. An off-line univariate data quality assessment and filtering procedure (Alferes & Vanrolleghem, 2016) consisting in detecting outliers, reducing noise, and detecting sensor faults were applied to improve online data quality for better insight into the process performance. Analyses were also performed on grab samples collected on a weekly schedule for the effluent and intermediate points (input and output of each zone). A time proportional daily composite sample was also taken once every week from the influent to complete the data sets. Total and soluble CBOD₅, total nitrogen (TN), ammonia and nitrate concentrations were measured on these samples. Nitrites were measured prior to the monitored period discussed in this chapter and they were found to be negligible in the nitrogen mass balance of the system. Total and soluble CBOD₅ measurements were

performed using standard methods (APHA/AWWA/WEF, 1999). Hach methods 10208, 10205, 10206, and 10207 were respectively used for TN, ammonia, nitrate, and nitrite measurements.

Table 6.1: Sensors included in the water quality monitoring stations

Sensor	Supplier	Measured variables	Influent	Effluent
spectro::lyser	s::can ^a	Total COD ^c , soluble COD ^c , TSS ^d , NO ₃ -N	x	x
ammo::lyser	s::can ^a	pH, temperature, NH ₄ -N, K	x	x
Solitax turbidimeter	Hach ^b	TSS ^d	x	x
pHD	Hach ^b	pH, temperature	x	x
Inductive conductivity	Hach ^b	Conductivity, temperature	x	x
LDO	Hach ^b	DO ^e , temperature		x

^aVienna, Austria; ^bLoveland, Colorado; ^cChemical oxygen demand; ^dTotal suspended solids; ^eDissolved oxygen

6.4.3 Biofilm monitoring

Biofilm characteristics in RX1 and RX2 were measured weekly from July 11th to August 14th, 2017. Colonized media samples were collected at two different depths (1/6 and 1/2 of the total depth) on a column from each reactor to perform biofilm thickness and dry density measurements. The procedure was based on the methodology described by Horn et Hempel (1997). Samples were first drained for 30 min, then weighed before being dried at 105°C and weighed again. To estimate biofilm volume and thickness, wet biofilm density was assumed to be equal to 1,000 kg/m³. The weight of media was subtracted from the total weight of the colonized media to get the biofilm mass (wet and dry) after complete cleaning of the material using a Fisher Scientific (Hampton, NH) CPXH ultrasonic bath.

Biofilm detachment dynamics was also monitored indirectly by continuously measuring the TSS concentration in RX1 and RX2 (next to the last column of each reactor) with a Hach Solitax turbidimeter. The sensor maintenance and data filtration procedures used for influent and effluent water quality monitoring were also used to validate the quality of the time series collected inside the reactors.

6.4.4 Modelling

A model simulation was performed to compare the performance of the studied system with a typical suspended growth process and thus assess its viability. The software WEST 2017 by DHI (Hørsholm, Denmark) was used to build the model and run the dynamic simulations.

The ASM1 model (Henze et al., 2000), including the effect of temperature, was used to describe the biokinetics. A completely mixed tank was used to describe the hydraulics in the lagoon. To assume, complete mixing is a

common simplification when modeling the hydraulics of aerated lagoons (Houweling et al., 2005; Ouldali et al., 1989). The ASM1 default kinetic and stoichiometric parameters found in WEST 2017 for municipal wastewater treatment were all used for the simulations. An influent file based on the measured influent composition and the fractionation described in Vanrolleghem et al. (2003), Roeleveld et van Loosdrecht (2002) and Henze et al. (2000) was built and fed to the model. A simulated volume equal to the total volume of the studied system (520 m³) was used. The observed effluent temperature (Figure 6.1a) variation was also fed to the model. The initial conditions were computed running a 50-day steady-state simulation with the influent composition averaged over the two first weeks. DO was maintained above 6 g/m³ in the reactor during the simulations. Sedimentation was not included in the model.

6.5 Results and discussion

6.5.1 System hydraulic behavior

The response curves obtained from the tracer test showed that back-mixing flows are significant between the five zones of the system (chapter 8). This behavior makes the analysis of results at intermediate points confusing, especially for soluble components. Only the effluent concentrations affected by the whole KAMAK™ system are thus analyzed to assess its treatment performance. For the same reason, effluent temperature is considered as an acceptable estimate of the operating temperature for the whole process.

6.5.2 Influent composition, loading rates, and organic matter removal

The average influent composition over the year-long monitored period is presented in Table 6.2. The observed composition is typical for municipal wastewater. The average loading rates were computed as follows:

$$\frac{\sum_{i=1}^n (C_i \cdot Q_i)}{A \cdot n} \quad \text{Equation 6.1}$$

where C_i is a concentration at a given time, Q_i is the flowrate at the same time, A is the total available surface for biofilm growth (2127 m²) and n is the number of samples (for CBOD₅ and TN) or data points (for COD, TSS and NH₄-N) considered. Because of the experimental site's reduced reactor volume, the organic loading rates are high compared with typical aerated lagoon design criteria (10.6 g total CBOD₅/m³ of lagoon per day for a 3-cell system targeting an effluent total CBOD₅ of 30 g/m³ with an influent total CBOD₅ of 170 g/m³ and a design temperature of 2°C (USEPA, 2011)). Since organic matter removal and nitrification occur concurrently in the studied system, competition for DO between heterotrophic biomass and autotrophic biomass is significant. Biodegradable organic matter loading rates over 5 g total CBOD₅/m² day were reported in literatures as preventing nitrification in MBBR systems (Hem et al., 1994; Rusten et al., 1995). However, the pilot study used as a basis for the design of this study's KAMAK™ system (Boutet et al., 2018) showed that important nitrification was possible at even higher loading rates (>7 g total CBOD₅/m² day) and with an average CBOD₅ over total

Kjeldahl nitrogen ratio of 4, which is largely above the range of 0 to 1 considered optimal for nitrification (WEF, 2010). It is also worth noting that the competitive advantage of heterotrophic bacteria over nitrifying autotrophic bacteria is emphasized at low temperatures since nitrifying bacteria are typically more sensitive to temperature (Henze et al., 2000).

Data collected throughout this study indicate that organic matter removal is not the limiting process in the studied system. Indeed, the average effluent concentrations for soluble and total CBOD₅ were respectively 6.4 g/m³ (standard deviation (SD) of 3.6 g/m³) and 17.6 g/m³ (SD of 10.0 g/m³) for the entire monitored year. Such results were expected since the average observed surface loading rate is lower than the reported critical rate of 10 g total CBOD₅/m² day that would typically result in low CBOD₅ removal efficiencies in biofilm reactors (MBBRs and rotating biological contactors (Morgenroth, 2008)). It is also below the average loading rate of 7.6 g total CBOD₅/m² day for which Boutet et al. (2018) observed, using the same media as in the KAMAK™ system, a significant increase in effluent CBOD₅ concentrations at very low temperatures (<1°C). The relatively high SD of the total CBOD₅ data is mainly caused by the temporary episode of solids resuspension during the warmer months which is explored below.

Table 6.2: Average daily influent composition and loading rates for the one-year monitored period

Variable	Influent concentration ^a (g/m ³)	Average volumetric loading rate (g/m ³ of lagoon·d)	Average surface loading rate (g/m ² of support·d)
Total COD ^b	388 (121)	64.0	15.7
Soluble COD ^b	128 (40)	20.4	5.0
Total CBOD ₅ ^c	168 (41)	23.9	5.8
Soluble CBOD ₅ ^c	71 (20)	10.2	2.5
TSS ^b	167 (70)	28.5	7.0
NH ₄ -N ^b	25 (10)	3.7	0.9
TN ^c	38 (6)	5.5	1.4

^aAverage (standard deviation); ^bOnline sensor data; ^cTime proportional composite samples

6.5.3 Nitrification and nitrogen fractionation

The online data presented in Figure 6.1a show the seasonal variation of water temperature at the effluent of the studied system. Recorded temperatures varied from 1.6 to 20.8°C over the monitored year. Effluent ammonia and nitrate concentrations are presented on Figure 6.1b. The correlation between temperature and nitrification is clear. Nitrate production began early May 2017 when temperature reached 9°C. Maximum nitrification was observed from mid-June to the beginning of December covering the warmer period of the year, but also during the return to winter temperatures down to 4°C. Nitrification loss was observed during the month of December with a return to minimal nitrate concentrations around mid-January 2018. During the maximum nitrification

period, the organic loading rate was on average 6.2 g total CBOD₅/m² day. This result is in accordance with the conclusions of Boutet et al. (2018) who observed important nitrification at high organic loading rate with the same biofilm support media. An average ammonia concentration of 2.9 g N/m³ was measured at the effluent of the system during the maximum nitrification period despite a nitrification loss episode (Figure 2b) observed from the end of July to the end of August (discussed below). This type of episode is of course undesirable.

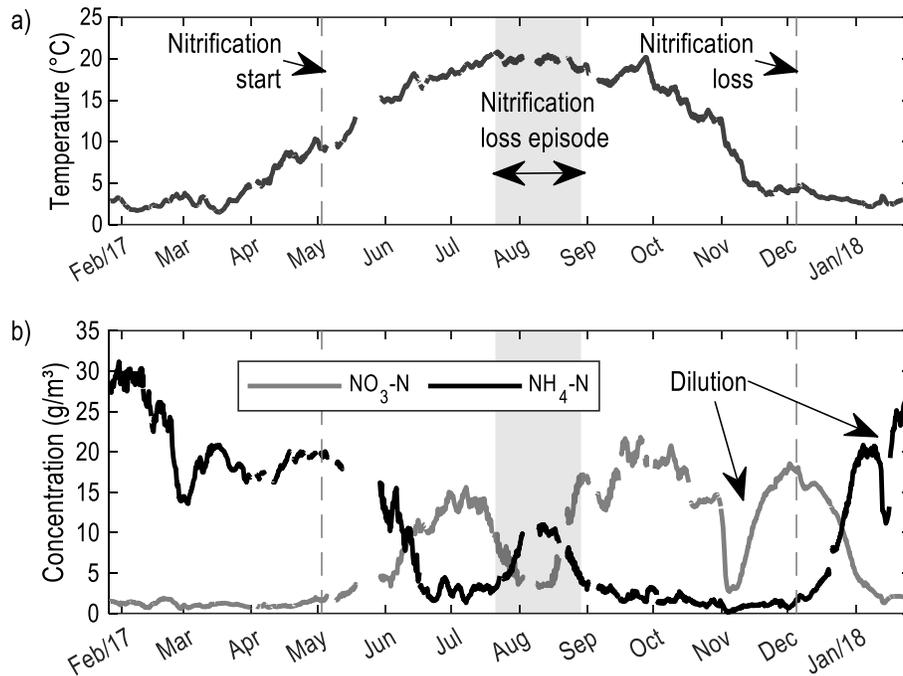


Figure 6.1: Effluent (a) temperature, (b) ammonia and nitrates over the one-year monitored period

The available data concerning the biofilm reactors have been analyzed to investigate the cause of the observed nitrification loss episode. Figure 6.2 shows the biofilm detachment dynamics in the first reactor. Similar results were obtained in RX2. The turbidimeter signal shows the impact of the intense biofilm thickness control aeration cycles on the TSS concentration in the reactor. The latter is considered to be an index of biofilm detachment. For easier comparison of the results, the base TSS concentration in the bulk, measured between the intense aeration cycles, has been subtracted from the signal. Figure 6.2a shows the dynamics before the nitrification loss episode, while Figure 6.2b shows the dynamics during the episode. Biofilm thickness (L) and dry density (ρ) during the respective periods are also given. Two important findings emerge from the data presented on Figure 6.2. First, unlike biofilm density which had similar variations in both periods, the range of biofilm thickness was different before and during the nitrification loss episode. Larger, but also thinner biofilm was observed during the episode. Before, the thickness range was narrower. The second interesting observation is that detachment was significantly increased during the episode. This is shown by the higher TSS peaks (twice their original size) and the higher total particulate matter loss (the integral of the signal).

The observed heterogeneity in the biofilm thickness during the nitrification loss episode is in line with the known relationships between biofilm thickness and detachment. A rapid growth of the biofilm (resulting from attachment or biomass production) leads to the development of a thicker biofilm, as observed on some samples taken during the episode. This rapid growth is associated with increased detachment (Wanner et al., 2006), which was also observed during the episode. When the detachment mode is sloughing, which is likely to occur in presence of thick biofilm (Morgenroth, 2003), large pieces of biofilm detach resulting in lower average thickness for some samples. The cause of the nitrification loss during the high biofilm detachment period can thus be the reduced retention time of the slow-growing nitrifying autotrophs due to increased biomass sloughing. It can of course also be the limitation of DO penetration by diffusion due to excessive biofilm thickness. Concerning this second explanation, previous studies (Figueroa & Silverstein, 1992; Särner & Marklund, 1985) have indeed highlighted the negative influence of particulate matter on nitrification and more generally, on dissolved component removal in biofilms. The presence of particulate matter can, on the one hand, inhibit nitrification by physically interfering with oxygen transfer (diffusion). On the other hand, in presence of a high concentration of biodegradable particulate matter in the biofilm, inhibition can be caused by heterotrophs outcompeting nitrifying autotrophs for DO utilization.

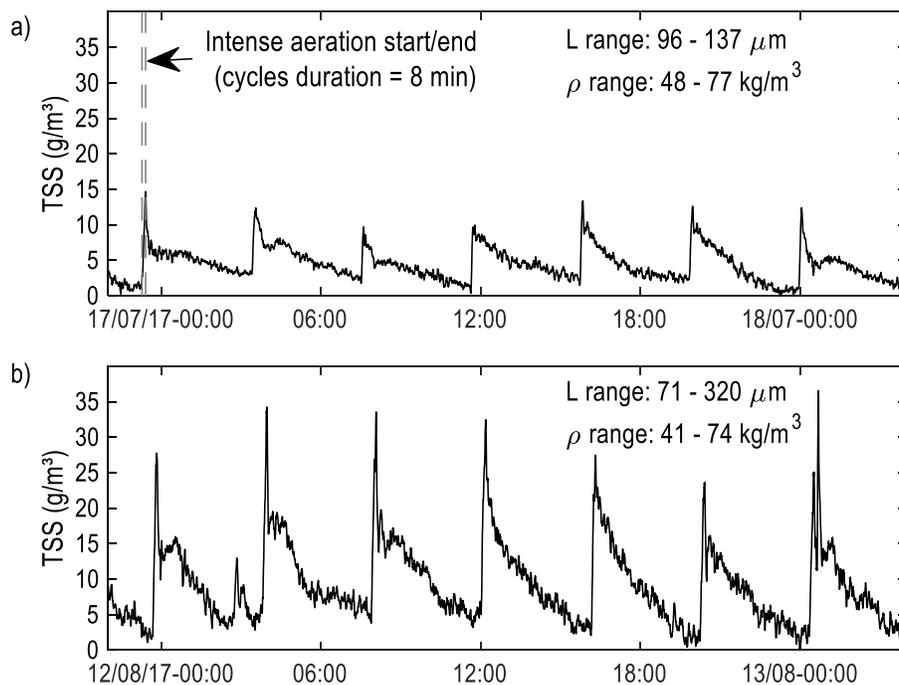


Figure 6.2: Biofilm detachment dynamics and biofilm characteristics in RX1 (a) before and (b) during the nitrification loss episode

Based on complementary data collected to monitor the accumulation and digestion of solids in the KAMAK™ system (chapter 5), the high presence of solids in the biofilm reactors during the nitrification loss episode is

attributable to the large amount of accumulated particulate matter in the CLs at the end of winter. During winter, little degradation takes place due to low temperature. Following the increase of temperature, peak sludge digestion and gas production (which leads to solids resuspension) were observed during the loss period. Given the advective transport of the resuspended solids to the RXs, an increase in the attachment of solids to the biofilm follows. The observed resuspension also leads to DO consumption in the bulk and thus lower DO in the bulk, further limiting DO penetration in the biofilm.

A return to normal behavior (maximum nitrification) was observed from mid-August to the beginning of September along with the decline of sediment activity and the consequent drop of the concentration of solids in the RXs. Model simulations integrating all the processes included in the system would help confirm these mechanisms and identify the dominant culprit for the observed nitrification loss. Average influent and effluent nitrogen fractionations are presented in Figure 6.3. Figure 6.3a shows the fractionation when nitrification is at its lowest (mid-January to early May) whereas Figure 6.3b shows fractionation during the maximum nitrification period (mid-June to early December) omitting the nitrification loss episode. The influent fractionation for both periods is typical for municipal wastewater (Rieger et al., 2012). During the cold temperature period, no significant TN removal is observed. However, a non-negligible production of nitrates is measured, suggesting that autotrophs are retained in the biofilm during winter and remain slightly active. This finding is in line with the results of the pilot-scale study presented by Boutet et al. (2018) which showed significant nitrification at cold temperatures ($<1^{\circ}\text{C}$) with the BIONEST[®] biofilm support media. During the maximum nitrification period, an average TN removal of 30% is observed. Considering that the solids retention time (SRT) is fairly high given the low wasting rates in the biofilm reactors, assimilation in heterotrophic biomass, which accounts for most of the nitrogen assimilation, is likely to be lower than 30% (e.g. 10% of influent TN with a 20 days SRT (Metcalf & Eddy, 2003)). Denitrification is thus probably occurring within the deeper parts of the biofilm or in the unaerated CLs.

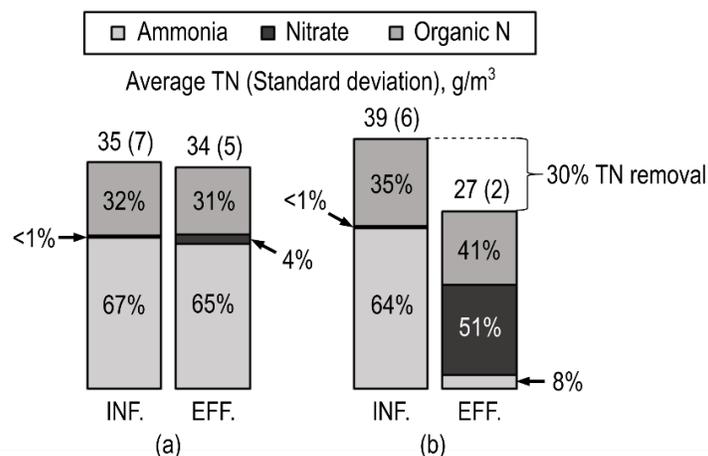


Figure 6.3: Average nitrogen fractionation for the influent and the effluent (a) during the cold period and (b) the warm period (omitting the nitrification loss episode)

6.5.4 Viability of the biofilm-enhanced lagoon

A model simulation was performed to compare the KAMAK™ system's performance with a suspended growth process of the same dimensions. The simulation results are shown and compared with the measured data on Figure 6.4. The results clearly show that the biofilm helps in retaining the autotrophic biomass when temperature is dropping during fall. An extension of the nitrification period with approximately 1 month is possible thanks to the biofilm system. The data from fall-winter 2014–2015 are also shown on the Figure. These data were collected at the original lagoon prior to the upgrade with biofilm, at the same point as the KAMAK™ effluent point. They show poor nitrification in the original system with high ammonia concentrations even early fall when the operating temperature is still high. The differences between these results and the model results can be explained by the differences in oxygen transfer efficiency and hydraulics that were not characterized at the original lagoon and thus not included in the model. Aeration was probably insufficient to maintain 6 g/m³ of DO in the bulk and to keep the biomass suspended. The model was built to represent ideal suspended growth conditions.

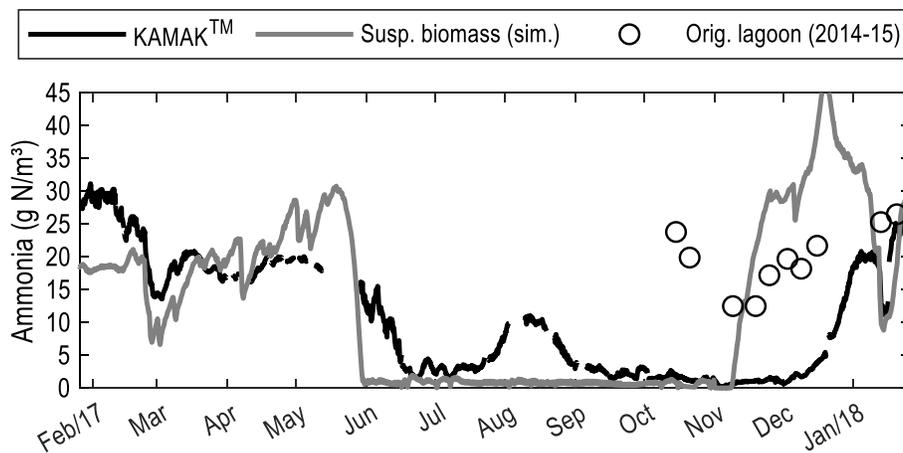


Figure 6.4: Comparison of the KAMAK™ nitrification performance with simulated performance for a suspended biomass system and the measured performance of the original lagoon without biofilm enhancement

The results for the spring season show that the KAMAK™ system starts nitrifying approximately at the same time as the suspended growth system. However, maximum nitrification comes nearly 15 days earlier for the suspended growth system suggesting a difference between the autotrophs growth kinetics of the studied system and the modeled one. This difference is probably related to diffusion limitation in the biofilm system. A difference in the transition rate is also observed between the model and the measurements during the nitrification loss in winter. It is, however, less obvious for this period. These observations concerning autotrophic biomass retention at cold temperatures and growth in the biofilm reinforce the interest for proper modeling of the KAMAK™ system to better understand its nitrification dynamics.

The nitrification performance observed in the KAMAK™ system is comparable with the performance observed by Wang et al. (2012) in full-scale aerated lagoons upgraded in a similar way with a fibrous media. As in the present study, the authors observed a seasonal nitrification in the upgraded lagoons operating in the same temperature range. The periods in which nitrification was observed were starting between March and June and ending between November and December. It is, however, hard to make an accurate comparison of the nitrification performance results since in their paper, only effluent ammonia concentrations were presented. Loading rates, temperature evolution, and nitrate production were not documented in Wang et al. (2012). Similarly, Houweling et al. (2008) assessed, using a mathematical model, the potential of both bioaugmentation (autotroph addition) and increased DO on nitrification in aerated lagoons. The simulation results, which were obtained with a temperature evolution very similar to the one observed in the present study, showed that both alternative techniques were not as efficient as biofilm addition to extend the nitrification period when water temperature is decreasing. However, according to the simulation results, bioaugmentation seems to allow nitrification to begin significantly earlier in the year (April) than biofilm addition does.

Reducing effluent toxicity is a major objective of promoting nitrification in a system such as an aerated lagoon. Knowing that total ammonia nitrogen (TAN) toxicity is related to the fraction present as un-ionized ammonia (NH_3), it is interesting to look at its evolution over time within the system. As stated by Emerson et al. (1975), this ratio is strongly dependent on water temperature and pH. The percent NH_3 relative to TAN was computed for this study's year-long monitoring period using the equations presented in Emerson et al. (1975). The results are presented in Figure 6.5b. The difference between the two presented curves shows the effect of pH modification on the NH_3 to TAN ratio within the system. Indeed, the temperature variation (online data) was the same for both curves, but the online pH measurements (Figure 6.5a) were only used for the darkest curve. The other curve was obtained using a constant pH equal to the average pH measured in the period when the system's nitrification performance was minimal. The curves show that the benefits of adding biofilm to the lagoon for consistent seasonal nitrification are not only related to the reduction of the TAN effluent concentration during summer. Rather, they are also related to the significant NH_3 percent decrease during the warmer months because of the acidifying effect of nitrification. A pH drop of approximately 0.6, on average, was observed during the summer in the KAMAK™ system. As shown by the light gray curve, this period is critical for TAN toxicity.

6.6 Conclusion

The data collected during this study help demonstrate that adding a fixed biofilm support media in an aerated lagoon is beneficial for increasing the duration of seasonal nitrification even if the system is subject to a high organic loading rate. A comparison between the studied system and a simulated suspended growth system suggests that the presence of biofilm in the lagoon allows an extension of the nitrification period with approximately 1 month during fall, at the end of the nitrification period. Un-ionized ammonia percentage, and

therefore effluent toxicity, is also reduced during the nitrification period, coinciding with the period during which receiving waters are most sensitive to effluent discharges. During winter, nitrate is still produced within the system, thus suggesting year-long retention of active nitrifying biomass in the biofilm. Nitrification inside the biofilm reactors was also shown to be negatively impacted by the presence of particulate matter originating from the resuspension of sediments caused by anaerobic digestion. Model-based analysis of the complete system must be conducted to confidently identify the mechanisms causing this sensitivity and better understand autotrophic biomass activity in the biofilm at cold temperatures.

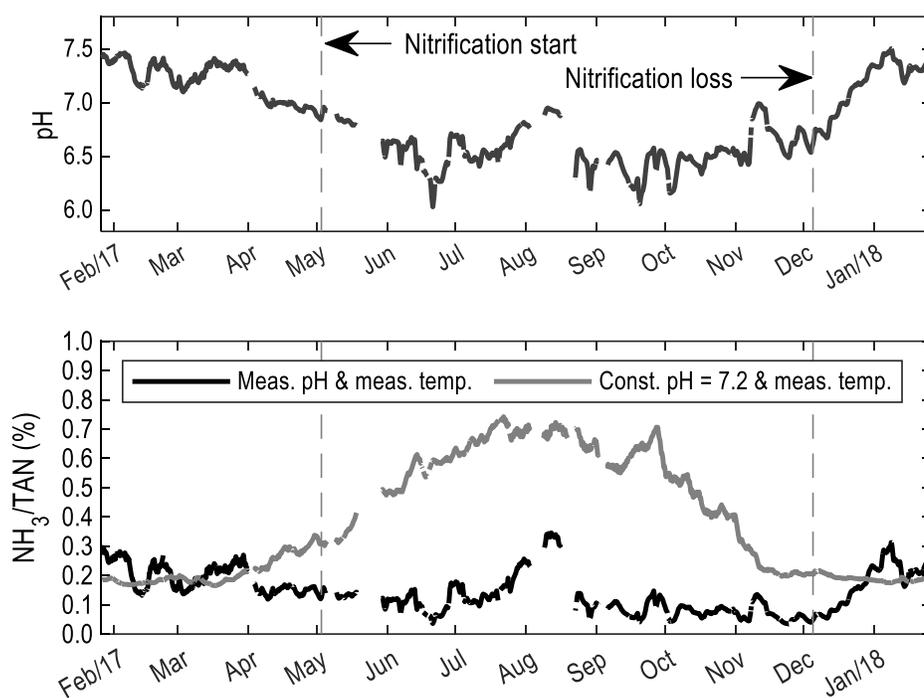


Figure 6.5: Effect of (a) effluent pH on (b) percent NH_3 relative to TAN concentration

6.7 Acknowledgments

This project was funded by a Collaborative Research and Development grant from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC), Bionest Technologies (Shawinigan, QC, Canada) and Primodal (Québec, QC, Canada). The project was also financially supported by the Quebec consortium for industrial bioprocess research and innovation (CRIBIQ). The authors would also like to thank the research and development team of Bionest for the provided technical and logistical support, and Jean-David Therrien for reviewing the manuscript. Peter Vanrolleghem holds the Canada Research Chair on Water Quality Modelling.

7 De la collecte de données aux fichiers d'entrée pour la modélisation : méthodologie et résultats du traitement des données

7.1 Introduction

La modélisation et éventuellement l'analyse de performance et le contrôle de procédés de traitement des eaux usées peut se faire de manière précise si des séries temporelles collectées à l'aide de stations de mesure en continu sont disponibles. Cependant, l'environnement dur que représente l'eau usée, surtout à l'affluent d'une station de traitement, peut induire des contraintes fonctionnelles, techniques et opérationnelles pour les capteurs (Mourad & Bertrand-Krajewski, 2002). Étant donné que la fiabilité des capteurs ne permet généralement pas de pallier toutes ces contraintes, il est nécessaire d'effectuer une validation et un traitement des données. Les problèmes qu'on tente de résoudre par un traitement des données peuvent être du bruit dans le signal, des valeurs aberrantes, des données manquantes et des fautes de capteurs (Alferes & Vanrolleghem, 2016; Mourad & Bertrand-Krajewski, 2002). Ces fautes de capteurs peuvent prendre la forme de biais, de dérive, de dégradation de la précision ou de défaillance complète (Alferes & Vanrolleghem, 2016). Évidemment, l'utilisation de données fautives peut mener à des conclusions erronées qui peuvent représenter, dépendamment de l'application, des impacts négatifs sur l'environnement (et sur la santé humaine) et des pertes financières (Rieger et al., 2010).

Pour ce qui est de la modélisation d'un système, l'utilisation de données fautives peut mener à une calibration erronée (Rieger et al., 2010). Cela peut se faire par l'intermédiaire de sous ou de surestimations des charges à l'affluent ou d'une description inadéquate de la dynamique à l'effluent. Dans un contexte de modélisation dynamique sur la base de séries temporelles, il est essentiel de combler les lacunes dans les données d'affluent pour être en mesure de lancer des simulations sur des périodes incluant des trous (De Mulder et al., 2018).

Dans le présent chapitre, il sera question du traitement de données appliqué aux données de qualité de l'eau récoltées en continu à l'affluent, à l'effluent et dans les réacteurs du système KAMAK^{MC} expérimental de Grandes-Piles. Les données de qualité de l'eau traitées incluent les données utilisées pour la modélisation du KAMAK^{MC} (voir le chapitre 9), soit les données de DCOt (DCO totale), DCOs (DCO soluble ou filtrée), MES, nitrates, azote ammoniacal et température. Ces données ont servi à générer des fichiers d'entrée pour alimenter le modèle ainsi que des fichiers comparatifs pour la calibration du modèle. Les traitements n'ont pas été effectués immédiatement (« on-line ») lors de la collecte des données, mais après, sur les séries complètes. Il sera aussi question dans ce chapitre du remplissage des séries de données de débits. Il est à noter que tous

les traitements ont été faits dans le logiciel MATLAB. La Figure 7.1 résume la méthodologie de traitement des données. Il s'agit d'une figure complémentaire à la Figure 4.5 portant sur la maintenance des stations de mesure.

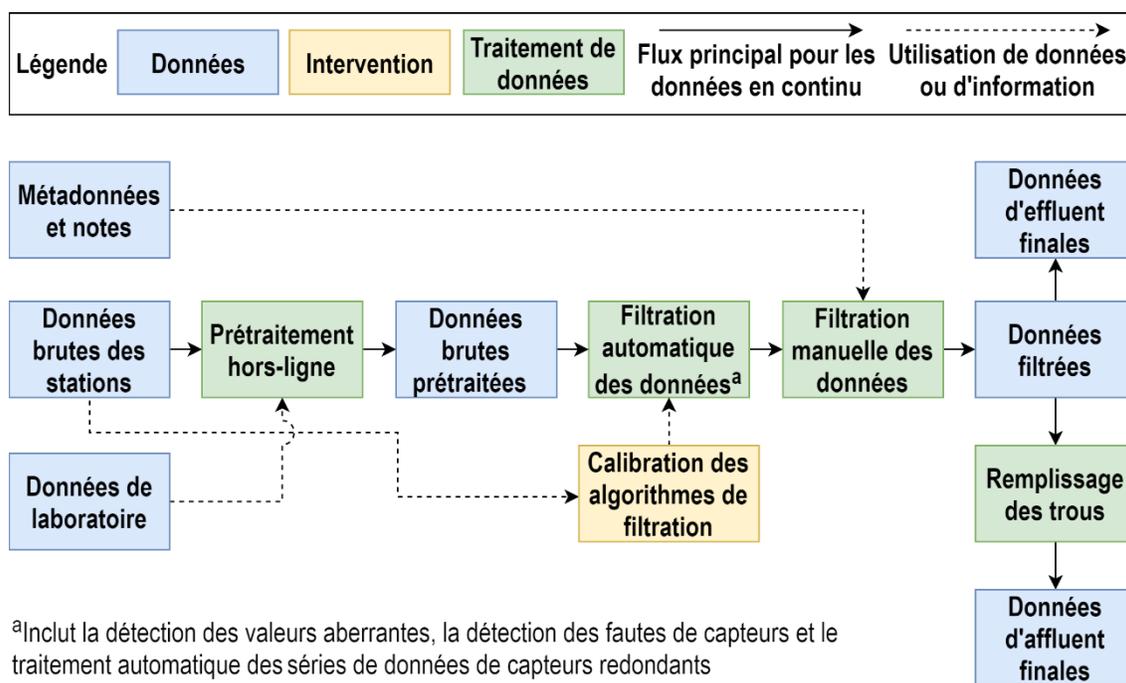


Figure 7.1 : Aperçu de la méthodologie de traitement des données à haute fréquence

7.2 Remplacement de données de débits

Les données de débits obtenues par la procédure décrite à l'annexe A, permettant de passer des séquences de pompages à des débits tamponnés (Figure 7.2), ont été utilisées pour le calcul des charges en polluants qui ont ensuite été utilisées pour le remplissage des différentes séries de données de qualité de l'eau (7.3.5). Une série de données de débit fiable couvrant toute la période d'intérêt, soit du 26 janvier 2017 au 6 février 2018, devait donc être disponible.

Pour ce faire, il a fallu remplacer une portion des données qui, en raison d'un problème électrique ayant causé une mauvaise communication entre le débitmètre et l'enregistreur de données après quelques années d'opération, ont dévié par rapport aux débits réels. La preuve de cette déviation est que pendant la période fautive, même lorsque le pompage n'était pas en fonction, un débit positif plus élevé que le bruit de mesure était enregistré (Figure 7.3). La période à remplacer, du 21 janvier 2018 au 6 février 2018, a été identifiée, en tenant compte des données météo collectées par les stations à proximité (voir la section 3.9), comme du temps sec. La dynamique complexe de débit que peut représenter un événement de pluie n'a donc pas dû être décrite par

la méthode de remplacement utilisée. Cette méthode consiste en un remplacement de chacune des journées de données perdues par un patron journalier moyen de débit représentant la période à remplacer.

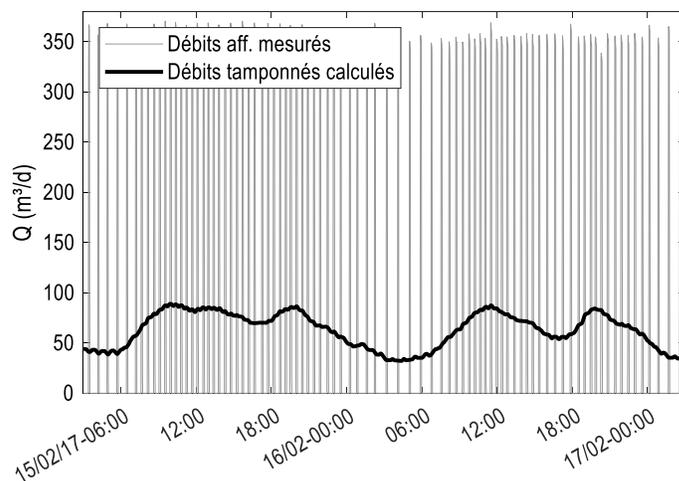


Figure 7.2 : Débits d'affluent mesurés (séquences de pompage) et débits tamponnés calculés

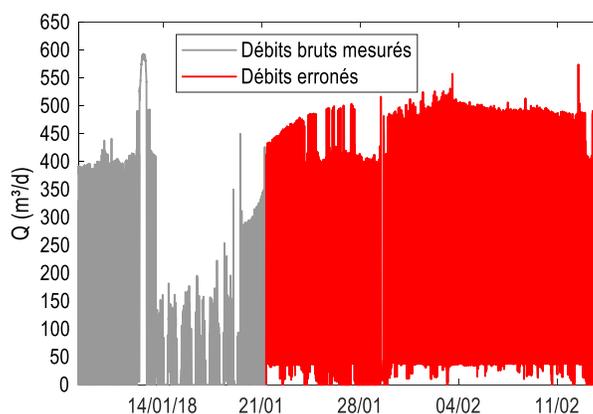


Figure 7.3 : Série de débits bruts (séquences de pompage) incluant des données erronées

Compte tenu de la variation saisonnière des débits observée (Figure 7.4), seules les données de temps sec disponibles pour la même période de l'année (année précédente) ont été considérées pour le calcul des patrons journaliers moyens (24 journées). Un premier tri des données a été fait pour séparer les données collectées pendant la semaine des données de fin de semaine. Ce tri est justifié par des différences non-négligeables observées entre les patrons de semaine et de fin de semaine (Figure 7.5). Une sélection a également été effectuée sur la base de critères quantitatifs (différence maximale de 10% par rapport au débit journalier moyen) et qualitatif (forme des patrons analysée graphiquement). Les patrons moyens calculés sont présentés à la Figure 7.5 et le remplacement effectué pour avoir une série temporelle complète sur la période visée est présenté à la Figure 7.6.

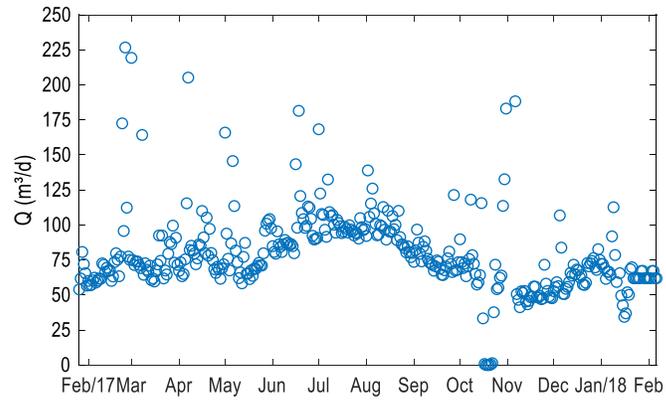


Figure 7.4 : Variation des débit journaliers pendant une année

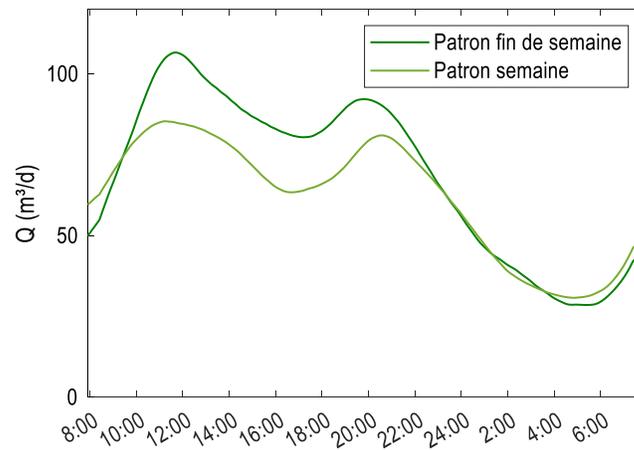


Figure 7.5 : Patrons journaliers moyens de semaine et de fin de semaine utilisés pour le remplacement de données

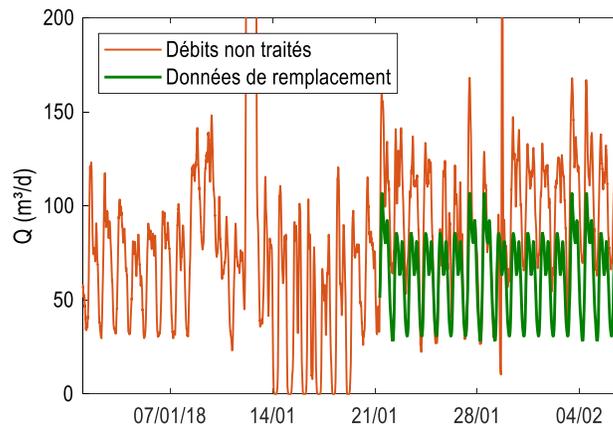


Figure 7.6 : Série de débits incluant des données erronées et données de remplacement

7.3 Données de qualité de l'eau

7.3.1 Prétraitement des données

Les données en continu brutes ont premièrement été corrigées à l'aide de techniques simples pour corriger les biais systématiques des capteurs. Sur la base d'une évaluation des différences entre les mesures de référence (échantillons ponctuels analysés en laboratoire et données mesurées à l'aide de sondes portables pré-calibrées) et les mesures des capteurs, certaines séries de données en continu ont été décalées pour compenser des différences systématiques constantes tandis que d'autres séries ont été corrigées linéairement. La base de données de validation des capteurs (voir le chapitre 4) a été utilisée pour effectuer ces traitements.

Dans le cas des sondes spectrolyser permettant de mesurer la DCOt, la DCOs, les MES et les nitrates à l'affluent et à l'effluent, le logiciel du fournisseur des capteurs, ana::pro, a été utilisé en mode hors ligne pour réaliser automatiquement le prétraitement linéaire des séries de données brutes. Les autres séries ayant fait l'objet d'une correction linéaire sont les MES mesurées à l'affluent, à l'effluent et dans les RX à l'aide de sondes Hach Solitax et les données d'azote ammoniacal mesurées à l'affluent à l'aide d'une sonde ammono::lyser. Des corrélations ont été calculées pour chacune de ces séries dans le but d'obtenir des relations linéaires permettant de réduire les différences entre les données de validation et les données en continu (Figure 7.7). Pour chacune des variables traitée, la courbe de tendance linéaire (pente et ordonnée à l'origine) obtenue à partir de la corrélation a été utilisée pour calculer les données en continu prétraitées. Une attention particulière a été portée pour que les relations utilisées soient calculées en utilisant des données couvrant, autant que possible, la gamme complète des mesures pour chacune des variables.

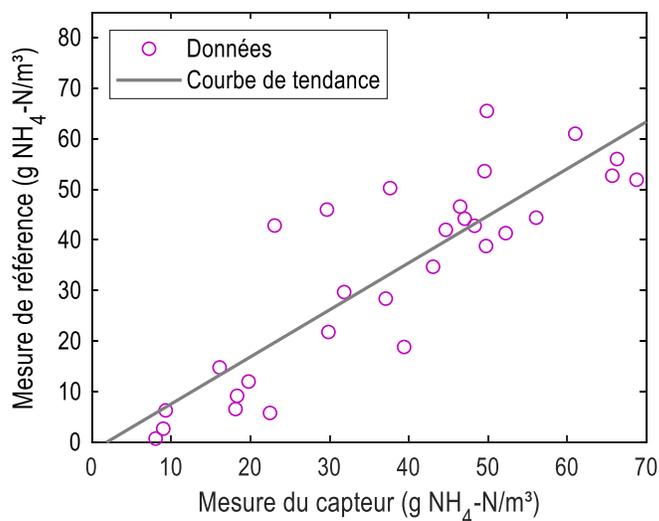


Figure 7.7 : Exemple de corrélation utilisée pour le prétraitement des données de $\text{NH}_4\text{-N}$ collectées à l'affluent du système à l'étude

Les données d'OD ont également été corrigées, mais seulement pour une période donnée (juin 2017), et pour corriger un décalage constant. La valeur à ajouter (ou soustraire) aux données a été choisie dans le but de minimiser la différence entre les données de validation et les données mesurées en continu.

7.3.2 Détection des valeurs aberrantes et des fautes de capteurs

La méthodologie employée pour détecter les valeurs aberrantes, les remplacer et éliminer les périodes pendant lesquelles les capteurs sont identifiés comme fautifs, fait appel aux algorithmes développés par Alferes et Vanrolleghem (2016). Les méthodes employées sont univariées. Elles ont été utilisées avec succès pour améliorer la qualité et l'interprétabilité des données à multiples reprises (Ledergerber et al., 2019; Philippe, 2019; Plana, 2015).

Pour la détection des données aberrantes, un modèle autorégressif est construit sur la base de données historiques récentes décrivant la dynamique des données et est utilisé pour faire des prédictions. Un modèle autorégressif de type moyenne mobile exponentielle est utilisé. Pour identifier les données aberrantes, les données mesurées sont comparées aux prédictions. Si une donnée sort de l'intervalle de confiance de la prédiction considérant son écart-type, elle est identifiée comme une valeur aberrante. Le cas échéant, la donnée est remplacée par la valeur prédite par le modèle. Il est à noter que la méthode d'Alferes et Vanrolleghem (2016) inclut des opérations permettant de réinitialiser la procédure de détection des valeurs aberrantes lorsque le système est considéré comme hors de contrôle, soit lorsqu'un grand nombre de données consécutives sont identifiées comme des valeurs aberrantes. Une fois les données aberrantes identifiées et remplacées, un lissage est effectué par une méthode d'estimation par noyau («Kernel smoother» en anglais). Un exemple de détection de valeurs aberrantes et de lissage des données acceptées est présenté à la Figure 7.8.

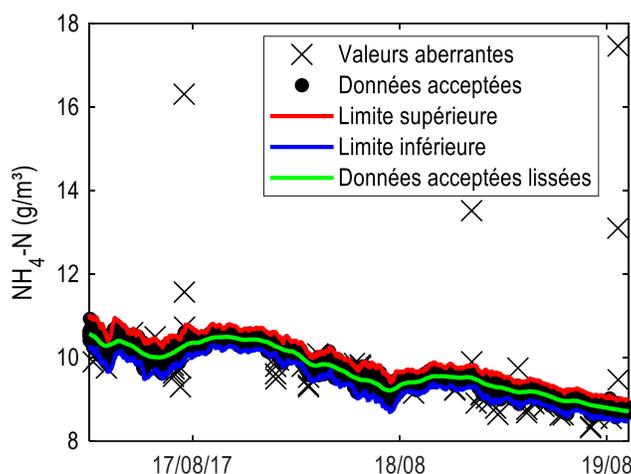


Figure 7.8 : Exemple de détection de données aberrantes et de lissage des données acceptées pour une série de données de $\text{NH}_4\text{-N}$ mesurées à l'effluent du système à l'étude

Des paramètres spécifiques aux séries de données récoltées dans le cadre de cette thèse ont été choisis pour détecter les valeurs aberrantes et effectuer le lissage. La vérification des séries de données traitées a été réalisée visuellement en tenant compte des objectifs visés par le traitement, soit l'utilisation des données pour la modélisation dynamique sur une année du système à l'étude.

Pour la détection des fautes de capteurs, la méthodologie d'Alferes et Vanrolleghem (2016) consiste en l'analyse de 4 caractéristiques des données donnant une vue d'ensemble sur la cohérence d'une série de données. Ces caractéristiques sont : la pente entre deux données consécutives, la gamme dans laquelle la variable est généralement attendue, l'autocorrélation des résiduels (différence entre une valeur acceptée et mesurée) permettant d'évaluer le caractère aléatoire des erreurs et l'écart-type des résiduels (bruit de mesure). Pour chacune des séries de données traitées, des limites ont été choisies pour ces 4 caractéristiques. Les limites sélectionnées sont présentées dans Philippe (2019). Si une donnée sort des limites choisies, elle est refusée et éliminée de la série. Il n'y a pas de remplacement des données éliminées à cette étape du traitement; il y a donc création de trous dans les séries.

Cette technique automatique d'identification des fautes de capteurs a été, dans le cadre du présent projet, complétée par une identification manuelle de fautes de capteurs sur la base des métadonnées récoltées (période de maintenance de capteur, nettoyage, calibration, etc.) et d'une vérification visuelle des données traitées après l'étape automatique. En moyenne, le rejet manuel de données représentait 14% des données collectées à l'affluent et 7% des données collectées à l'effluent.

Les trous dans les séries engendrés par les étapes automatique et manuelle de détections des fautes sont quantifiés à la section 4.3.2.

7.3.3 Séries de données de capteurs redondants

Certaines variables ont été mesurées en parallèle par plusieurs capteurs à l'affluent comme à l'effluent du système à l'étude. Ces variables sont les MES (capteurs spectro:lyser et Solitax) et la température (mesurée par les capteurs de pH, de conductivité et d'OD).

Pour ces deux variables, des moyennes ont été calculées et utilisées pour ce qui est des données d'effluent. Pour l'affluent, une moyenne a été calculée pour les données de température, mais un algorithme un peu plus complexe a été employé pour les données de MES. La sélection du signal final de MES a été faite de manière à minimiser le nombre de pics causés par des colmatages temporaires de l'un des capteurs. L'algorithme développé inclut les étapes suivantes : sélection d'un critère de différence entre les signaux, identification des périodes avec décalage et sélection du signal le plus faible (puisque les fautes causées par des colmatages

sont visées) jusqu'à une différence acceptable avant et après le moment identifié. La Figure 4.3 (chapitre 4) montre un exemple de détection de faute de capteur basée sur des mesures redondantes de MES.

7.3.4 Données de température

Des données en continu de température ont été collectées uniquement à l'affluent et à l'effluent du système à l'étude. Les températures aux points intermédiaires du système (CL1, RX1, RX2 et CL3) n'ont été mesurées que ponctuellement à une fréquence d'une fois par semaine.

Pour alimenter le modèle dynamique et être cohérent avec les autres variables d'entrée du modèle, des données de température à haute fréquence sont requises. Cependant, dans le modèle, ces données servent à décrire l'évolution de la température dans certaines zones intermédiaires du système où se déroulent les processus biologiques. Un problème de représentativité des données en ligne (affluent ou effluent) pour ces points intermédiaires se pose donc.

Pour être très rigoureux, il serait possible d'intégrer un modèle décrivant la thermodynamique au modèle complet du système. Cependant, étant donné le mélange important dans le système à l'étude et dans une optique de simplification de la modélisation, une moyenne des températures mesurées à l'effluent a été considérée telle quelle pour décrire l'évolution de la température dans le modèle. Il est en effet possible de constater sur la Figure 7.9 que les températures dans les zones intermédiaires s'apparentent à celles mesurées à l'effluent en raison du mélange important. Sur toute une année, la différence absolue moyenne entre les données hebdomadaires de température dans CL1, la zone la plus éloignée de l'effluent, et les températures à l'effluent est de l'ordre de 0,9°C comparativement à une différence moyenne sur l'année de 2,0°C entre les données à l'affluent et dans CL1.

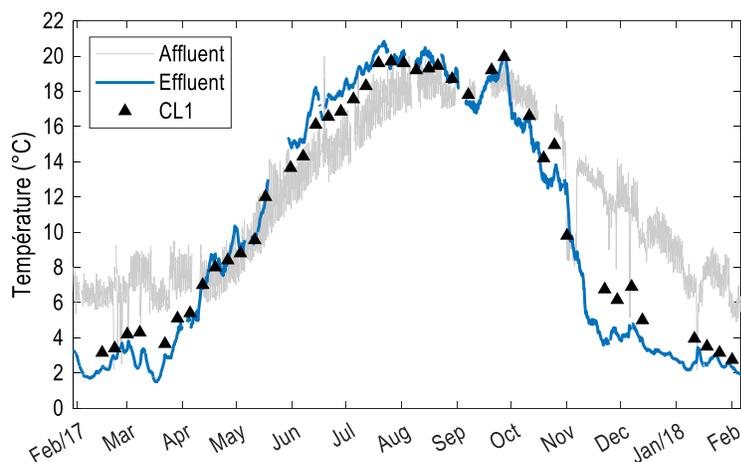


Figure 7.9: Comparaison des températures mesurées en continu à l'affluent, à l'effluent et ponctuellement dans CL1

Le choix d'utiliser la température mesurée en continu à l'effluent comme unique température dans le modèle est donc associée à des incertitudes qu'il faut garder en tête lors de la calibration des paramètres et de l'interprétation des résultats de modélisation. En utilisant les données d'effluent pour les zones intermédiaires, une sous-estimation des températures est probable pour les périodes pendant lesquelles la température extérieure est froide tandis qu'une surestimation est probable pour les périodes chaudes.

En revanche, supportant le choix fait ici, l'hypothèse de température uniforme a précédemment été posée par Gillot et Vanrolleghem (2003) pour un système de type étang aéré.

7.3.5 Remplissage des trous dans les séries de données d'affluent

Comme mentionné précédemment, la méthodologie de traitement des données employée dans le cadre de ce projet entraîne la création de trous dans les séries de données. À cela s'ajoutent les trous causés par les pannes de courant et par l'arrêt de capteurs lors de maintenances nécessitant de faire une pause dans la prise de mesures. Pour les données d'effluent qui sont utilisées pour la calibration du modèle et l'analyse des performances, les trous ne représentent pas un problème majeur. En effet, l'objectif étant de décrire et d'analyser les performances sur le long-terme (une année), la perte de données sur des périodes s'étendant généralement sur quelques heures, voire quelques jours (voir la section 4.3.2), n'empêche pas une calibration adéquate du modèle ou une interprétation correcte des dynamiques saisonnières de performances. Les trous dans les séries d'effluent n'ont donc pas fait l'objet d'un remplissage.

Pour ce qui est des données d'affluent, la continuité des séries est cependant essentielle pour alimenter un modèle dynamique (De Mulder et al., 2018). Des techniques simples de remplissage ont donc été utilisées pour combler les trous dans les séries d'affluent utilisées pour générer les fichiers d'entrée du modèle. La méthodologie employée comprend 2 techniques dont l'usage est fonction de la durée des trous. Pour les trous de plus de 4 h, un remplacement par un patron journalier type est réalisé tandis que pour les trous dont la durée est inférieure à 4 h, une interpolation linéaire est appliquée pour combler les trous.

7.3.5.1 Impacts des pluies

Pour le remplissage à partir des patrons journaliers types, une évaluation de l'impact des pluies sur les concentrations en polluants a premièrement été réalisé. L'hypothèse selon laquelle les polluants particuliers peuvent être lessivés dans le réseau d'égout et causer un pic de concentration au début des événements de pluies (Bertrand-Krajewski et al., 1998; Verbanck, 1995) a été vérifiée afin de voir s'il est pertinent d'intégrer ce phénomène à la procédure de remplissage des trous dans les séries de données. Pour ce faire, les données de concentrations en MES et de débits en fonction du temps ont été transformées et mises en relation pour représenter de manière adimensionnelle, par des courbes masse cumulative de polluants en fonction du volume

cumulatif d'eau (M(V)), la dynamique de transport des polluants propre à chaque événement de pluie. La méthodologie utilisée pour générer ces courbes ainsi que la manière de les interpréter ont été tirées de Bertrand-Krajewski et al. (1998). Un exemple d'identification d'événement de pluie et de calcul de la courbe M(V) est présenté à la Figure 7.10. L'identification du début et de la fin des événements de pluies est faite sur la base des différences entre les débits temps sec types et les débits réels (Figure 7.10a). Un événement de pluie est identifié lorsque qu'une différence considérée comme élevée (seuil prédéterminé de 60% du débit temps sec type, par exemple) est atteinte. Le début et la fin de l'événement sont quant à eux identifiés lorsqu'un second critère de différence, faible cette fois (5 l/min, par exemple), est atteint avant et après le pic de l'événement de pluie.

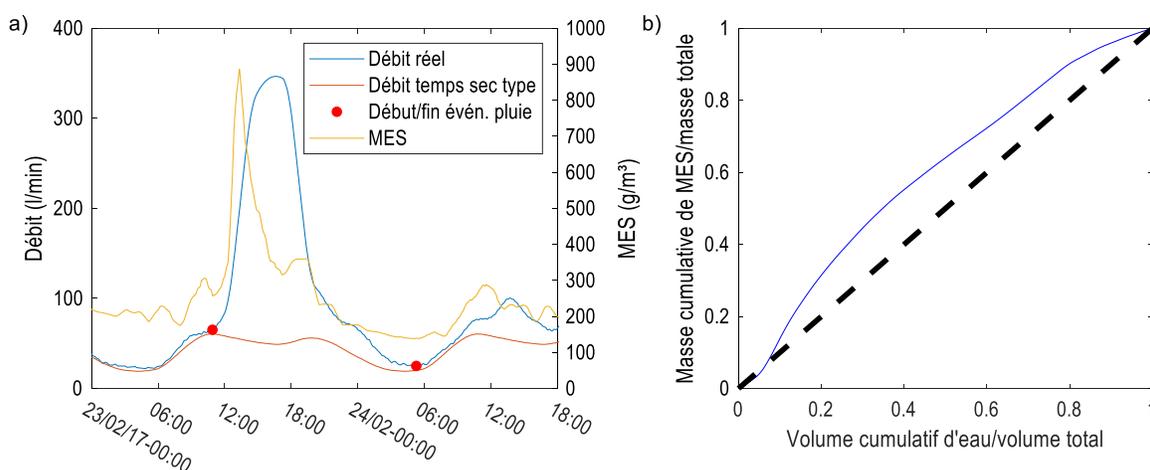


Figure 7.10 : (a) Débits et concentrations en MES lors d'un événement de pluie et (b) courbe M(V) associée

L'événement montré à la Figure 7.10 constitue un bel exemple de lessivage causant un pic de concentration en MES au début de la pluie. En effet, environ 40% de la masse totale de MES a été observée avec le passage de seulement 25% du volume total d'eau pendant cet événement (Figure 7.10b). Cependant, comme c'est possible de le constater sur la Figure 7.11, les données récoltées sur le système à l'étude pendant de nombreux événements de pluie montrent que ce genre d'événement n'est pas systématique. Les courbes M(V) ne sont ni concentrées au-dessus (événements de lessivage), ni en-dessous la diagonale représentant une charge en MES constante pendant l'événement.

Il est donc difficile de conclure sur l'intérêt d'intégrer une fonction de lessivage pour décrire les concentrations en polluants particuliers pendant les événements de pluie. La Figure 7.11 montre plutôt qu'une concentration constante (diagonale) pourrait être utilisée pour décrire la tendance centrale observée pour le particulaire pendant les événements de pluie. Cette option n'a cependant pas été implémentée étant donné le manque d'information pour déterminer les concentrations en particulaire à utiliser pour combler les trous de données lors

des événements de pluie. Étant donné que la charge en particulaire n'est pas systématiquement influencée par la pluie, il a plutôt été décidé d'utiliser seulement les charges en temps sec pour remplir les trous de plus de 4 h dans les séries de données. L'utilisation des charges au lieu des concentrations pour le remplissage permet de tenir compte de la dilution s'opérant pendant les événements de pluie pour les polluants solubles et dans certains cas, pour les polluants particulaires. L'incertitude liée à ce choix est discutée à la section 7.3.5.3.

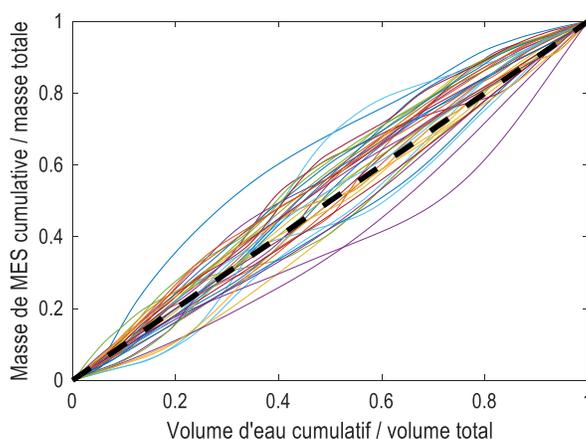


Figure 7.11 : Multiples courbes $M(V)$ représentant des événements de pluie observés à l'affluent du système à l'étude

7.3.5.2 Génération des patrons journaliers types

Ce sont donc des patrons journaliers de charge types pour du temps sec qui ont été générés sur la base de données historiques (1 an de suivi) puis utilisés pour le remplissage des trous dans les données. Un algorithme général a été développé pour la génération des patrons types pour n'importe quelle variable. La première étape de cet algorithme consiste à générer et à trier tous les patrons journaliers disponibles. Le classement est effectué, d'une part, sur la base des données de débits, de météo et les métadonnées, pour distinguer les périodes de temps de pluie, de temps sec ou les événements spéciaux (p. ex. une panne de station de pompage). D'autre part, une distinction est faite entre les patrons de semaine et de fin de semaine en raison des différences importantes observées entre périodes. Finalement, une classification saisonnière des patrons est réalisée pour tenir compte des différences dans l'occupation entre les saisons sur le réseau alimentant le système à l'étude. Des déclarations conditionnelles sont utilisées pour différencier les formes de patrons. Pour la suite de procédure de remplissage, comme mentionné précédemment, seuls les patrons en temps secs sont utilisés.

Une fois les patrons journaliers triés en fonction de leur forme, une normalisation des charges est effectuée par rapport à la charge totale journalière pour ramener les patrons au même niveau avant de définir un patron médian temps sec. La normalisation permet de minimiser l'impact de la variation saisonnière de charge sur le

patron type. Cette variation est prise en compte dans une étape subséquente. Le patron médian obtenu est ensuite lissé en utilisant une moyenne mobile. Des patrons médians lissés sont générés pour chacun des types de patrons différenciés à l'étape précédente : semaine en période froide, fin de semaine en période froide, semaine en période chaude et fin de semaine en période chaude. La Figure 7.12 montre un exemple de génération de patron médian pour les MES ainsi que la différence entre les patrons de MES trouvés pour la semaine en période froide et la fin de semaine en période froide.

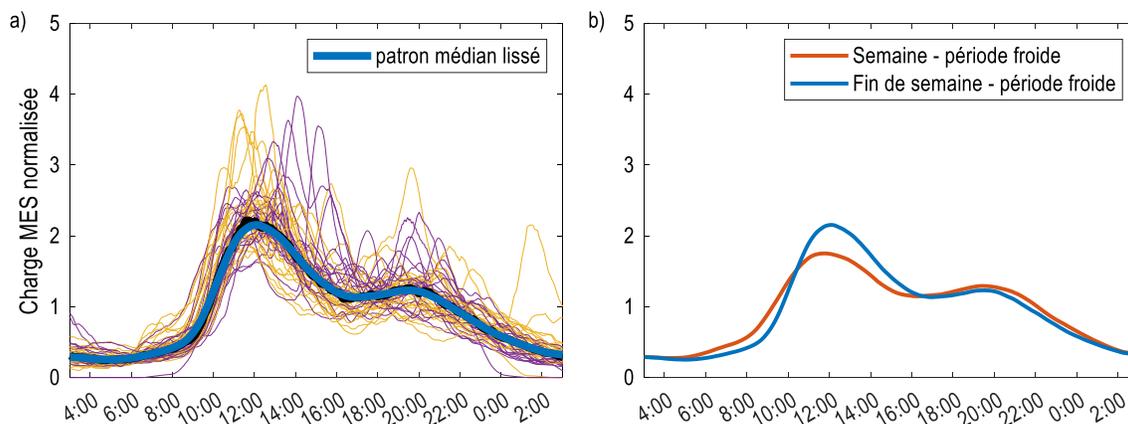


Figure 7.12 : (a) Exemple de génération de patron journalier médian temps sec pour la charge en MES et (b) comparaison de deux patrons journaliers médians de charge en MES représentant la semaine et la fin de semaine en période froide

7.3.5.3 Évolution saisonnière des charges et remplissage des trous

Pour considérer l'évolution saisonnière des charges, une tendance annuelle est évaluée à partir des charges journalières. Cette tendance est obtenue pour toute l'année, incluant les trous, en calculant une moyenne mobile. La Figure 7.13 montre la tendance calculée pour les MES. On y constate que les charges en temps de pluie ou lors d'événements spéciaux (points exclus) sont exclues du calcul de la tendance temps sec. Pour finalement obtenir les patrons à utiliser pour le remplissage des trous, les patrons médians sont multipliés à la tendance de charges journalières, et ce, en s'assurant d'associer la bonne forme de patron à chacune des journées (semaine ou fin de semaine, période froide ou chaude). Le résultat final de cette opération est une série temporelle pouvant servir à remplir un trou à n'importe quel moment dans l'année. Un exemple de remplissage pour les charges en MES est présenté à la Figure 7.14. Pour obtenir les concentrations qui serviront par la suite à créer les fichiers d'affluent pour le modèle, les charges n'ont qu'à être divisées par les débits correspondants.

Cette méthode de remplissage des trous fait appel à plusieurs reprises aux débits (tri des patrons, calcul des charges ou des concentrations). Il est donc nécessaire, pour l'utiliser, d'avoir une bonne confiance dans les données de débit et qu'elles soient, en premier lieu, disponibles.

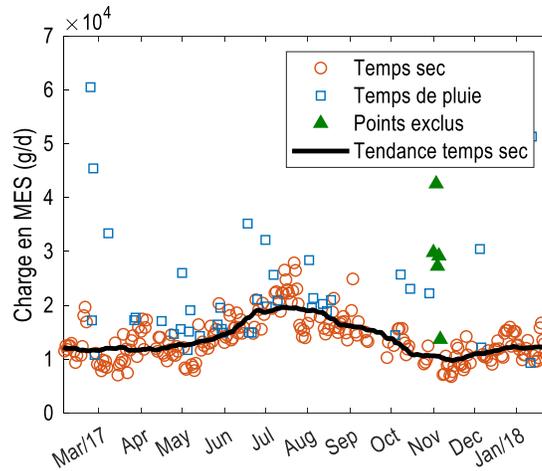


Figure 7.13 : Exemple de tendance annuelle pour la charge journalière en MES

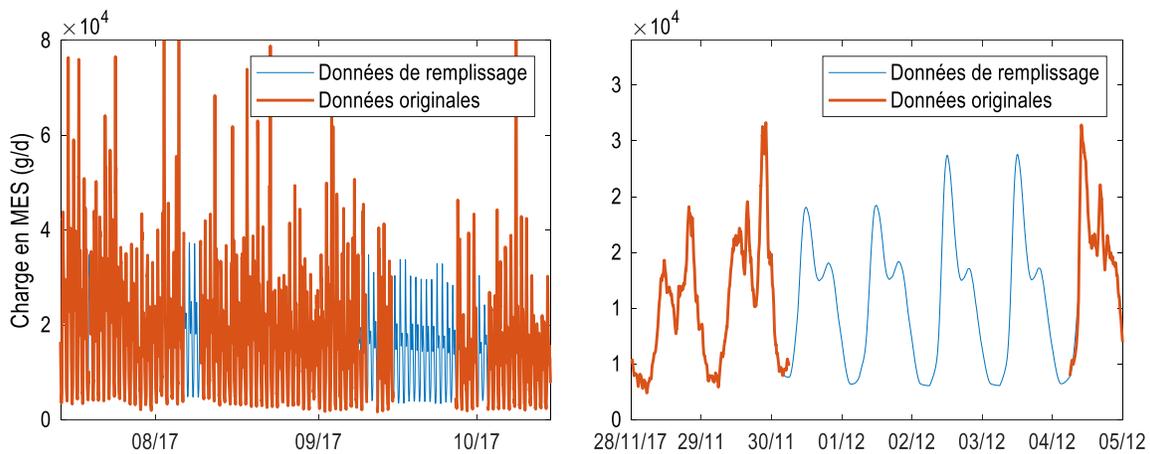


Figure 7.14 : Exemples de remplissage de trous dans les données de charge en MES à l'aide des patrons médians temps sec

Évaluation de la méthode

Comme mentionné précédemment, la considération des temps de pluie dans la technique se fait uniquement en remplissant les trous avec des patrons types de charges et non de concentrations. Cela sous-entend un effet de dilution causé par la pluie. L'hypothèse retenue est donc que les charges ne sont pas influencées par la pluie. Ce choix induit évidemment une incertitude qui peut se traduire par des erreurs d'estimation des charges et des concentrations. Les données historiques mesurées ont été comparées aux patrons types utilisées pour le remplissage afin d'évaluer l'erreur associée à l'estimation des charges. L'évaluation a été réalisée pour le temps sec et pour le temps de pluie. La Figure 7.15 montre des exemples de différences entre des charges en MES mesurées et générées par le remplissage. Comme on peut le constater et tel qu'attendu, dans certains cas, l'erreur est moins grande en temps sec qu'en temps de pluie. Une analyse statistique des différences

observées permet de dire qu'en temps sec, la probabilité de sous-estimer de 20% la charge journalière de MES est de 15% comparativement à 50% pour le temps de pluie.

Malgré certains exemples tels que ceux montrés à la Figure 7.15b, la méthode employée permet, dans la plupart des cas, de générer des patrons auxquels sont associées des charges journalières similaires aux charges réelles. En effet, même en temps de pluie, l'analyse statistique des différences entre les données originales et les données de remplissage montre que la probabilité de générer une charge journalière comprise entre 0,8 et 1,5 fois la charge réelle est d'environ 65%. En temps sec, cette probabilité monte à environ 85%.

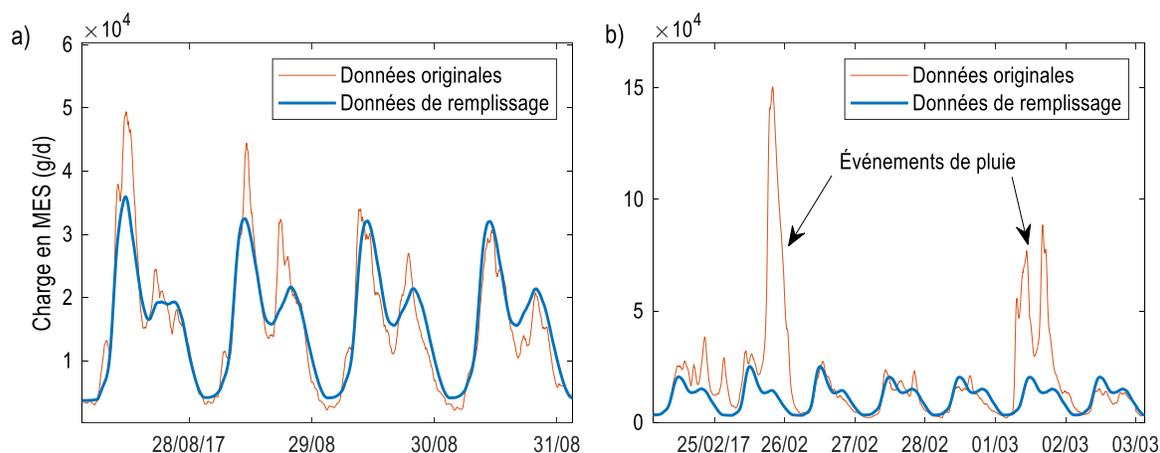


Figure 7.15 : (a) Comparaison des patrons types générés pour le remplissage avec les patrons réels en temps sec et (b) en temps de pluie (exemples de sous-estimation)

7.3.6 Fractionnement de l'affluent

Les séries de données en continu remplies obtenues en appliquant les méthodes présentées ci-avant ne peuvent être utilisées directement comme fichiers d'entrée pour la modélisation puisque le modèle choisi pour décrire la biocinétique, ASM1, n'inclut pas directement les variables mesurées. Une procédure dite de fractionnement de l'affluent (Rieger et al., 2012), doit être utilisée pour lier les variables mesurées aux 13 variables incluses dans le modèle ASM1. Le Tableau 7.1 énumère ces 13 variables ainsi que les opérations qui ont été effectuées pour les obtenir à partir des mesures et de paramètres calculés (à partir de mesures de laboratoire et de capteurs) ou tirés de la littérature. Les références supportant l'application de certaines opérations ou l'utilisation de certains paramètres sont énumérées dans la colonne de droite.

Il est à noter que des valeurs nulles ont été attribuées à certaines variables lors du fractionnement. C'est le cas pour l'alcalinité (S_{ALK}) qui n'est simplement pas inclus dans le modèle de biofilm utilisé. Pour l'OD (S_o) et les nitrates (S_{NO}), les mesures montrent que l'affluent en contient très peu ou pas du tout, ce qui est généralement accepté pour les eaux usées domestiques (Henze et al., 2000). C'est également le cas pour les bactéries

autotrophes ($X_{B,A}$) (Henze et al., 2000). La quantité de débris non-biodégradables provenant de la décroissance bactérienne (X_p) a également été fixé à 0. Les matières organiques particulaires inertes (X_i) incluent ces débris dans l'affluent du modèle.

Il est également à noter qu'une efficacité typique d'abattement des particules de 50% dans le décanteur primaire (Metcalf & Eddy, 2003) a été considérée pour ajuster la fraction d'hétérotrophe typiquement présente dans l'effluent primaire (Henze et al., 2000) dans le but d'estimer la quantité de biomasse hétérotrophe présente dans l'affluent brut.

Tableau 7.1 : Fractionnement de l'affluent

Variable	Description (unités)	Opérations	Paramètres et justifications
S_i	Matière organique soluble inerte (g DCO/m ³)	$S_i = 0,38^a \cdot \text{DCOs}^b$	^a Fraction médiane de DCOs inerte calculée en considérant que 90% de la DCOs mesurée à l'effluent est non-biodégradable (Vanrolleghem et al., 2003) ^b Variable mesurée
S_s	Substrat facilement biodégradable (g DCO/m ³)	$S_s = \text{DCOs}^b - S_i$	
X_i	Matière organique particulaire inerte (g DCO/m ³)	$X_i = \text{DCO}^c - X_s - S_s - S_i - X_p$ $- X_{B,H} - X_{B,A} - X_p$	^c Variable mesurée
X_s	Substrat lentement biodégradable (g DCO/m ³)	$X_s = (\text{DCO}^c - S_s - S_i) \cdot 0,82^d$	^d Fraction biodégradable de la DCO particulaire calculée en considérant que $\text{DBO}_{\text{totC}} = \text{DBO}_5\text{C} \cdot 1,5$ (Rieger et al., 2012) et $\text{DCOB} = 1/(1-0,15) \cdot \text{DBO}_{\text{totC}}$ (Roeleveld & van Loosdrecht, 2002)
$X_{B,H}$	Biomasse hétérotrophe active (g DCO/m ³)	$X_{B,H} = (\text{DCO}^c - S_s - S_i) \cdot 0,10^e$	^e Fraction de la DCO particulaire constituée de biomasse hétérotrophe active calculée en considérant 50% d'abattement des particules dans un décanteur primaire et 5% de $X_{B,H}$ dans la DCO de l'effluent primaire (Henze et al., 2000)
$X_{B,A}$	Biomasse autotrophe active (g DCO/m ³)	$X_{B,A} = 0^f$	^f Quantité négligeable (Henze et al., 2000)

Tableau 7.1 : Fractionnement de l'affluent (suite)

Variable	Description (unités)	Opérations	Paramètres et justifications
X_P	Matière particulaire issue de la décroissance bactérienne (g DCO/m ³)	$X_P = 0^g$	^g X_i incluent ces débris dans l'affluent du modèle
S_O	Oxygène (g DCO négative/m ³)	$S_O = 0^h$	^h Variable mesurée (quantité négligeable)
S_{NO}	Nitrates et nitrites (g N/m ³)	$S_{NO} = 0^i$	ⁱ Variable mesurée (quantité négligeable)
S_{NH}	Azote ammoniacal (g N/m ³)	$S_{NH} = NH_4-N^j$	^j Variable mesurée
S_{ND}	Azote organique soluble biodégradable (g N/m ³)	$S_{ND} = NH_4-N \cdot 1,53^k \cdot 0,10^l$	^k Ratio moyen N total/NH ₄ -N calculé à partir des données de laboratoire et considéré comme égal à N total Kjeldahl (NTK)/NH ₄ -N (valide en considérant une quantité négligeable de nitrates) ^l Fraction organique soluble et biodégradable de NTK calculée en considérant que le contenu en N de S_i est de 0,015 gN/gDCO (Roeleveld & van Loosdrecht, 2002) et que le ratio N org. soluble/N org. particulaire = DCOs/DCOt
X_{ND}	Azote organique particulaire biodégradable (g N/m ³)	$X_{ND} = NH_4-N \cdot 1,53^k - S_{NH} - S_{ND} - S_{NI}^m - X_{NI}^n$	^m Azote organique soluble inerte estimé en considérant que le contenu en N de S_i est de 0,015 gN/gDCO (Roeleveld & van Loosdrecht, 2002) ⁿ Azote organique particulaire inerte estimé en considérant que le contenu en N de X_i est de 0,01 gN/gDCO (Roeleveld & van Loosdrecht, 2002)
S_{ALK}	Alcalinité (moles)	$S_{ALK} = 0^o$	^o Pas utilisée dans le modèle

Les ratios et fractions calculés à partir des données et utilisés pour le fractionnement de l'affluent (DCOs/DCOt, Ntot/NH₄-N, etc.) ont toutes été comparées aux fractions typiques retrouvées dans une synthèse de résultats observés à l'affluent de multiples stations de traitement des eaux usées (Rieger et al., 2012). Considérant les valeurs moyennes ainsi que les écarts-types présentés, les valeurs utilisées sont toutes similaires aux valeurs typiques rapportées.

8 Modélisation de l'hydraulique d'un étang aéré à capacité augmentée à l'aide de la technologie à biofilm KAMAK^{MC}

8.1 Introduction

Pour tout exercice de modélisation de système de traitement des eaux usées, une modélisation du comportement hydraulique des réacteurs est de mise (Rieger et al., 2012). La caractérisation de l'hydraulique des réacteurs permet de décrire les processus de transport et de mélange s'y opérant. Ces processus ont une incidence majeure sur l'évolution des concentrations dans le temps et dans l'espace et, conséquemment, sur les vitesses des réactions et sur les performances globales des systèmes de traitement.

Une des manières de caractériser l'hydraulique d'un système est d'utiliser un traceur non-réactif permettant de marquer les molécules d'eau et de les suivre dans le but de déterminer leur temps de résidence dans le système (Gujer, 2008). Les courbes de traçage (concentration en traceur en fonction du temps) peuvent être analysées en les comparant à des modèles mathématiques décrivant le transport et le mélange. Ces modèles peuvent être très simples comme une série de réacteurs complètement mélangés permettant de décrire un régime hydraulique entre le piston parfait et un mélange complet, ou d'une plus grande complexité comme les modèles de mécanique des fluides numérique (Alvarado et al., 2012). Entre ces deux approches, on trouve les modèles dits compartimentés. Ces modèles incluent un nombre de réacteurs complètement mélangés qui sont distribués sur plusieurs dimensions ainsi que des débits de recirculation entre les réacteurs. Ce genre de modèle a été utilisé avec succès pour décrire l'hydraulique d'étangs aérés typiques (Alvarado et al., 2012; Delatolla & Babarutsi, 2005).

Le présent chapitre décrit l'approche qui a été suivie pour modéliser simplement, à l'aide de réacteurs complètement mélangés et de débits de recirculation, l'hydraulique d'un étang aéré à capacité augmentée à l'aide de la technologie KAMAK^{MC}. L'approche décrite est basée sur les résultats de deux essais au traceur effectués selon la méthodologie présentée à la section 3.4.1. Le modèle hydraulique final a servi de base pour le modèle complet du système décrit au chapitre 9.

8.2 Résultats du premier essai au traceur et modélisation

Un premier essai au traceur a été effectué dans le but de caractériser l'hydraulique du système KAMAK^{MC} à l'étude. Les courbes de traçage obtenues en analysant les échantillons récoltés dans le temps à la sortie de CL1, à la sortie de RX1 et à la sortie de CL2 sont montrées à la Figure 8.1. En examinant ces courbes, il est possible de constater qu'un mélange important s'opère au sein du système malgré les séparations physiques

entre les zones (toiles imperméables lestées avec des ouvertures d'environ 60 cm par 60 cm à l'entrée et à la sortie de chacune des zones). Ce mélange est potentiellement lié au fait que, par rapport aux turbulences engendrées par l'aération dans les réacteurs, les vitesses d'écoulement observées en moyenne à travers les séparations sont très faibles (≈ 3 mm/s). Il est également probable qu'aux limites entre les toiles et les parois en béton de l'étang (côtés et fond), des ouvertures secondaires permettent le mélange entre les zones. Le lestage des toiles au fond de l'étang et les fixations aux murs ne permettent pas d'avoir des limites totalement étanches. Le mélange entre les zones mène à une superposition des trois courbes à la fin de l'essai (différence moyenne absolue de seulement $0,003$ g/m³ pour la sortie de RX1 et $0,002$ g/m³ pour la sortie de CL2 par rapport à la sortie de CL1 à partir du jour 2). Les débits calculés (voir l'annexe A) pour la période de l'essai sont également présentés sur la Figure 8.1.

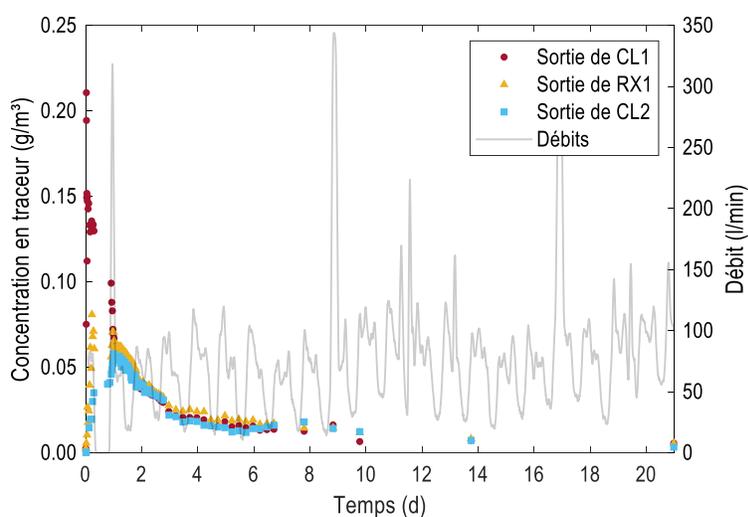


Figure 8.1 : Concentrations de traceur en fonction du temps pour les trois points échantillonnés et les débits durant l'essai

Il est à noter que les quantités de traceur récupérées, calculées en utilisant les débits montrés à la Figure 8.1 ainsi que les concentrations de traceur mesurées expérimentalement sont supérieures à la masse injectée (>10%). Ces différences pourraient invalider l'essai, mais compte tenu de l'ampleur logistique de l'essai qui s'est déroulé sur plus de 20 jours et a mobilisé plusieurs personnes, il a été décidé de tout de même utiliser les données récoltées pour la modélisation. L'erreur de masse calculée peut être liée à plusieurs choses. L'une d'elles concerne le calcul de la masse elle-même qui est réalisé en intégrant une interpolation linéaire des données expérimentales dont la fréquence est faible. L'interpolation linéaire peut engendrer des erreurs importantes (surestimation ou sous-estimation). De plus, une incertitude est également liée aux débits utilisés pour le calcul, car les débits ne sont pas directement mesurés, mais plutôt calculés selon la méthodologie détaillée à l'annexe A. Il est important de garder en tête que cette incertitude affecte l'estimation des paramètres

du modèle hydraulique et, ultimement, des modèles biocinétiques. Dans un ordre de grandeur moindre, des erreurs peuvent venir de l'étalonnage effectué pour convertir la fluorescence du traceur en concentration.

L'hypothèse de mélange entre les zones a été utilisée dans la construction du modèle hydraulique. Chacune des zones a été décrite par des bassins distincts (pour ensuite y superposer des modèles biocinétiques différents, voir le chapitre 9), mais des débits de recirculation décrits comme des fractions du débit, ont été ajoutés pour décrire le mélange s'effectuant entre chacune des zones à la zone en aval, causant ultimement un mélange dans tout le système. Pour simplifier le modèle, des fractions de recirculation constantes sont considérées. Dans la réalité, ces fractions sont potentiellement variables. Cette complexité n'a cependant pas été implémentée. Le modèle de base utilisé ainsi que les résultats qui y sont associés sont respectivement présentés à la Figure 8.2 et à la Figure 8.3. Comme on peut le constater, ces résultats de modélisation permettent de relativement bien décrire les premiers jours de l'essai, du moins pour CL1 et RX1. Cependant, les résultats s'éloignent de manière importante des données expérimentales pour CL2 et pour ce qui est de la queue de toutes les courbes de traçage.

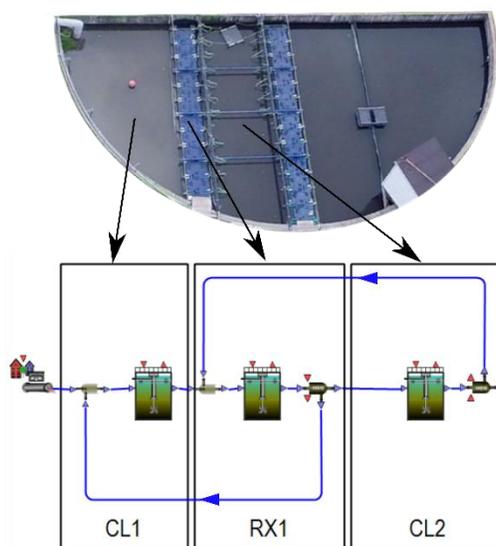


Figure 8.2 : Modèle hydraulique incluant les trois premières zones du KAMAK^{MC} (CL1, RX1 et CL2) et zones réelles associées

Dans le but de mieux décrire l'hydraulique de CL2 et la queue des courbes de traçage, l'idée d'augmenter le volume du modèle, soit d'inclure les zones en aval des trois points de mesure a été testée. Cette idée est sensée puisque si des recirculations s'appliquent, elles doivent s'appliquer sur toute les zones du KAMAK^{MC}, y compris la zone post-KAMAK^{MC} qui est en contact direct avec ce dernier. Aucun retour de la deuxième moitié de l'étang n'a cependant été considéré. La séparation entre les deux moitiés de l'étang original (conduite de 25 cm de diamètre dans un mur de béton) (Figure 3.4) a été considérée comme plus franche que les toiles lestés du

KAMAK^{MC}, et ne permettant pas de retour. La Figure 8.4 montre le résultat d'une simulation faite à partir d'un modèle composé d'un seul bassin complètement mélangé d'un volume égal à celui de demi-étang (KAMAK^{MC} et zone post-KAMAK^{MC}). Les résultats montrent une description améliorée de la queue des courbes de traçage, confirmant ainsi le besoin d'ajouter du volume au modèle.

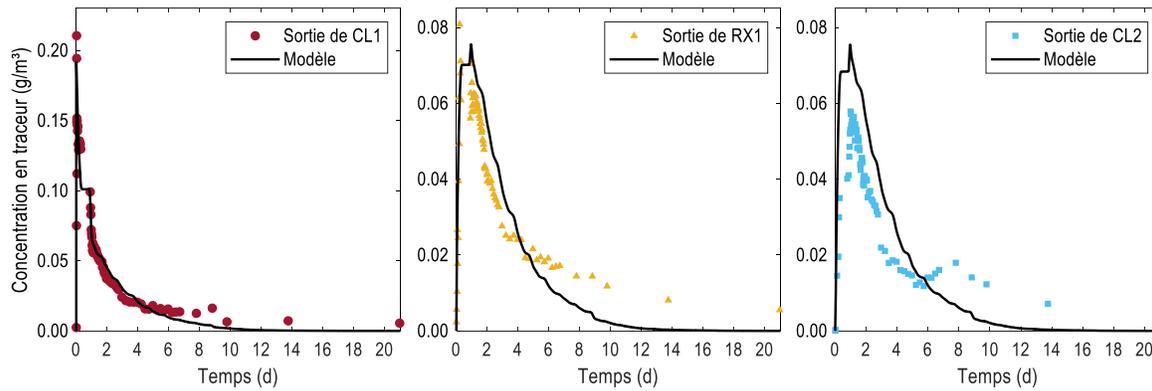


Figure 8.3 : Résultats de simulation obtenus en utilisant le modèle hydraulique incluant CL1, RX1 et CL2

Pour conserver un certain effet piston et ainsi, une bonne description du début des courbes de traçage (pics), le modèle montré à la Figure 8.5 a été proposé. Les résultats obtenus en utilisant ce modèle amélioré sont présentés à la Figure 8.6. L'ajout des zones RX2, CL3 et post-KAMAK^{MC} a permis une diminution significative de la fonction objectif de calibration, soit la racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSD, de l'anglais) par rapport à la configuration initiale du modèle (Figure 8.3). Cette amélioration du calage est observée principalement pour la sortie de RX1 et la sortie CL2 avec des baisses respectives des RMSD de 28% et de 69%. Pour la sortie de CL1, une baisse minimale de 0,004% est observée.

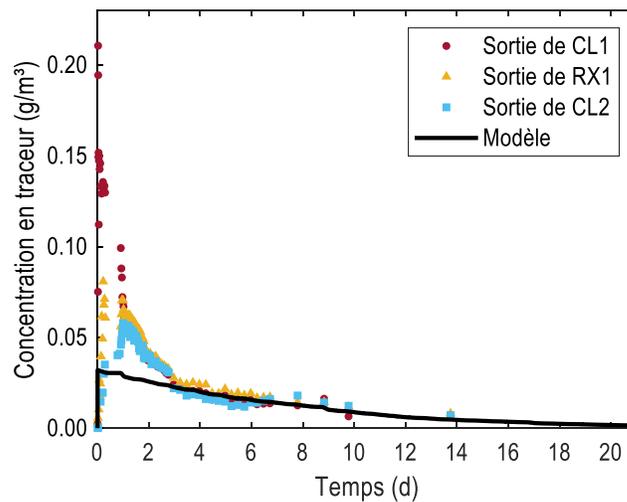


Figure 8.4 : Résultats de simulation obtenus en utilisant un modèle hydraulique composé d'un seul bassin complètement mélangé

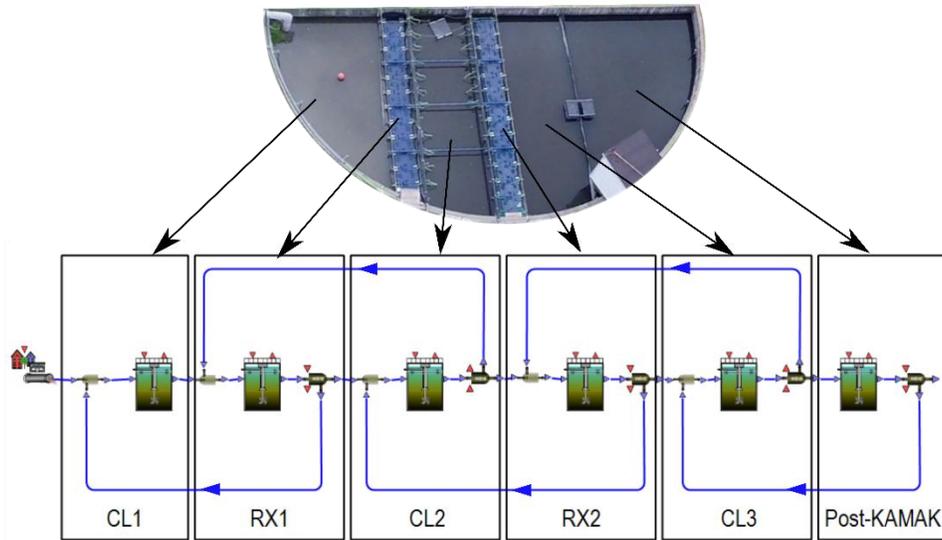


Figure 8.5 : Modèle hydraulique final et zones réelles associées

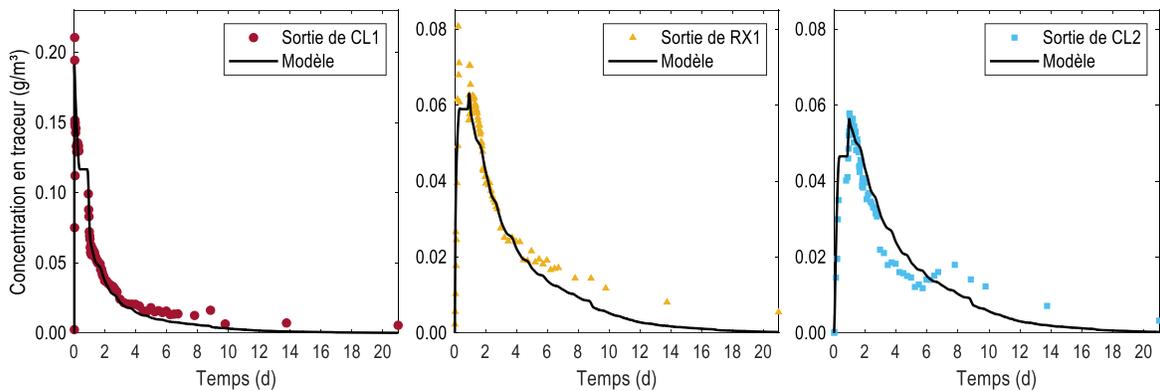


Figure 8.6 : Résultats de simulation obtenus en utilisant le modèle hydraulique final

Le nombre de réacteurs en série, fixé dans ce modèle en fonction du nombre de zones (6) comme quantité minimale, s'est avéré, à la suite de plusieurs tests (ajouts de bassins en série pour chacune des zones de manière indépendante), être la meilleure solution. Cette dernière permet de minimiser le RMSD. Chaque zone est donc décrite de manière optimale par un seul bassin complètement mélangé. Une division du volume de chacune des zones (en 2 volumes égaux), mais cette fois en parallèle (Figure 8.7), a également été testée pour simuler des chemins préférentiels dans les zones (modèle compartimenté). L'ajout de cette complexité n'a pas permis de diminuer significativement la fonction objectif et a donc été rejetée dans le but de conserver le modèle le plus simple permettant un calage satisfaisant des données.

Les valeurs de RMSD associées à la version finale du modèle (Figure 8.5) sont présentées, et ce pour les trois courbes de traçage, dans le Tableau 8.1. Ces valeurs ont été obtenues après calibration des paramètres du

modèle à l'aide de l'outil d'estimation des paramètres inclus dans WEST. Les paramètres optimisés étaient les fractions du débit recirculées entre chacune des zones. Ils sont présentés à la Figure 8.8.

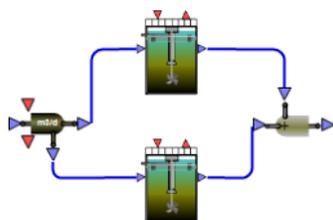


Figure 8.7 : Exemple de configuration testée pour simuler un chemin préférentiel pour l'écoulement dans une zone du KAMAK^{MC}

Tableau 8.1 : Critères d'optimisation (RMSD) obtenus après calibration du modèle hydraulique final

Point d'échantillonnage	RMSD (g/m ³ de traceur)
Sortie de CL1	0,026
Sortie de RX1	0,007
Sortie de CL2	0,005

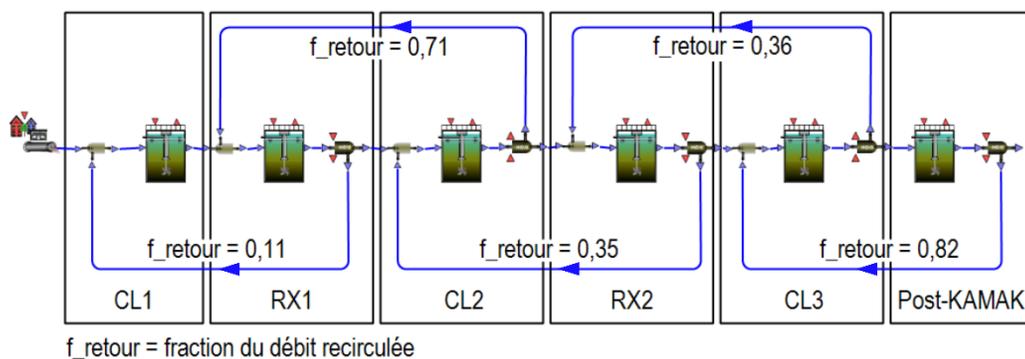


Figure 8.8 : Modèle hydraulique final et paramètres calibrés pour les recirculations

8.3 Résultats du 2^e essai au traceur et validation du modèle

Dans le but de valider, à l'aide de données expérimentales, l'hypothèse selon laquelle des retours entre les différentes zones du KAMAK^{MC} s'opèrent, un deuxième essai au traceur a été réalisé. La méthodologie employée pour cet essai diffère légèrement de celle ayant servi pour le premier essai. Pour vérifier l'hypothèse de retours importants, l'injection du traceur (10,7 g de Rhodamine WT cette fois) a été faite dans RX1 et la récupération a été faite en amont, dans CL1, et en aval, à la sortie de RX1. L'objectif était de voir si du traceur serait récupéré en quantité significative dans CL1, ce qui confirmerait l'existence d'une recirculation entre RX1

et CL1. Les résultats, présentés à la Figure 8.9, montrent qu'un retour a bel et bien lieu entre les deux zones, avec des concentrations non-négligeables mesurées dans CL1.

La Figure 8.9 montre également que les résultats expérimentaux de ce deuxième essai au traceur sont bien décrits par le modèle hydraulique développé. En effet, mis à part le pic de concentration à la sortie de RX1 qui a potentiellement été manqué, il est possible de décrire adéquatement les concentrations en traceur observées avec le modèle et l'ensemble de paramètres calibrés à partir du premier essai (Figure 8.8). Cela confirme la validité du modèle.

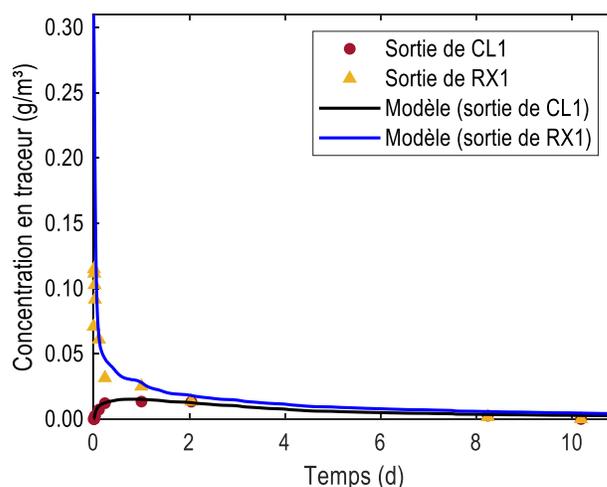


Figure 8.9 : Résultats de simulation obtenus pour le 2^e essai au traceur (validation) en utilisant le modèle hydraulique final

8.4 Conclusion

La modélisation hydraulique réalisée démontre que chaque zone du système a une influence sur la zone en amont et, par le fait même, que les toiles lestées présentes entre les RXs et les CLs ne constituent pas des séparations franches entre les zones; elles permettent un mélange à l'échelle globale du système KAMAK^{MC}. Ce comportement hydraulique diffère substantiellement de ce qui était souhaité dans le concept initial du système (effet piston). La mise en place, dans le modèle, de débits de recirculations entre les différentes zones permet de décrire adéquatement le mélange global. Pour une description optimale de la queue des courbes de traçage, la zone en aval du système KAMAK^{MC} a aussi dû être ajoutée au modèle. Cet ajout a une incidence positive sur la fonction objectif calculée, le RMSD. Le modèle hydraulique final inclut donc 6 bassins complètement mélangés distincts liés par des débits de recirculation auxquelles sont associés des fractions de débit à recirculer. La configuration de modèle sélectionnée et calibrée a finalement été validée en utilisant les données d'un deuxième essai au traceur effectué dans des conditions différentes de débits et en injectant le traceur à un point différent (dans RX1 au lieu de la conduite d'affluent).

9 Development of a comprehensive model to support hypotheses concerning the long-term performance of a biofilm-enhanced aerated lagoon

9.1 Introduction

Lagoon-based processes are prevalent technologies for wastewater treatment in small communities of Canada, United States and Europe. Over 8000 installations are currently in operation in the United States (USEPA, 2011), over 1200 lagoon systems are counted in Canada (Statistiques Canada, 2018), around 3000 and over 2500 lagoon systems are operated in Germany and France (Mara, 2009), respectively. Many of these are subjected to load increases as well as more stringent regulations and thus are in need of upgrade solutions (Québec, 2015).

Since increasing the size of aerated lagoon systems is not always feasible due to space restrictions, alternative technologies have been developed. The use of support material to promote biofilm growth inside the lagoon has been identified as a promising solution (Choi et al., 2008; Wang et al., 2012). Based on the results of a pilot study (Boutet et al., 2018), Bionest Technologies (Shawinigan, QC, Canada) has developed the KAMAK™, a solution for upgrading aerated lagoon systems using self-supported submerged plastic media. The complete KAMAK™ design includes two aerated biofilm reactors (RX1 and RX2) as well as three zones for sedimentation and accumulation of either raw sewage particulate matter or detached biofilm (CL1, CL2 and CL3) (Figure 3.4). CL1 is minimally aerated for odor control while CL2 and CL3 are unaerated. Each zone is separated by a watertight membrane.

The long-term performance of the first full-scale KAMAK™ system has been assessed and the results of this assessment are presented in chapter 5 and chapter 6. The main challenges identified for the technology from the long-term (one year) monitoring campaign concern nitrification and particulate matter removal. Several hypotheses concerning these challenges have been raised based on the performance evaluation. One of the proven ways to evaluate hypotheses is to develop dynamic models allowing to describe the key processes active in a complex system (Daigger, 2011).

Mechanistic models have already been successfully developed to describe the key processes present in a biofilm-enhanced aerated lagoon. Indeed, this work benefits from the existing diversity of previously developed models that describe typical aerated lagoon systems (Sah et al., 2012), biofilm reactors (Horn & Lackner, 2014),

anaerobic digesters (Kythreotou et al., 2014) and settlers (Plosz et al., 2012). The present modelling work aimed to combine and adapt existing process models to develop a comprehensive model of the studied system.

9.2 Modelling objectives

The general objective behind the development of a dynamic model of a complete biofilm-enhanced aerated lagoon (KAMAK™ system) was to explain the performance variations over one year, especially regarding nitrification and TSS removal.

More specifically, concerning the nitrification performance, the objective was to be able to understand, in a more detailed way using the model, the influence of factors identified previously as importantly impacting the nitrification performance (see chapter 6). These factors are the operating temperature as well as the evolution of the biofilm characteristics (thickness and composition).

Building this complete model was also an attempt to link the different parts of the system to describe it as a whole and be able to demonstrate the relation between the biofilm reactor performance, the sediment activity and the effluent quality. The example used in this chapter to illustrate these relations is the link between the anaerobic activity in the sediments (biogas production) causing resuspension of sediments which influence directly (TSS) or indirectly (biofilm thickness evolution and biofilm loss) the effluent quality.

Finally, being the first example of a complete model for this type of technology, the calibrated model may have a great potential for scenario analysis and process optimization.

9.3 Description of the model

9.3.1 Complete model layout

The model was built in the WEST modelling software (DHI, Hørsholm, Denmark) (Vanhooren et al., 2003). To describe every major processes present in the KAMAK™ system, the complete model layout includes 7 sub-models: biofilm reactors, digesters, settlers, non-reactive continuous stirred-tank reactors (CSTR), controllers, flow splitters and flow combiners. All the biochemical reactions taking place within the system are modelled in the biofilm reactors and the digesters. Being a simplification of reality, the model does not consider the presence of an active suspended biomass. The activity of such biomass, which is potentially present in the real system, is lumped with the activity of the biofilm in the model. Figure 9.1 shows the complete model layout with the identifications of the corresponding zones of the real system.

To be in accordance with the hydraulic model described in chapter 8, every block included in the model represents a completely mixed basin. Returns from each zone to the zone upstream are implemented in the

model using flow splitter and combiner blocks. Mainly for hydraulic purposes (see chapter 8), the post-KAMAK™ zone is also included in the complete model. However, the latter is built exactly as the other sedimentation zone; it can thus impact effluent quality. Indeed, the post-KAMAK™ zone has an active digester and sedimentation process in the model and it is linked to the rest of the system via a recirculation line. In order to consistently compare the model results with the measurements obtained from the high-frequency monitoring of the effluent quality (chapter 4), the model results shown hereafter are taken from the output of the blocks representing CL3.

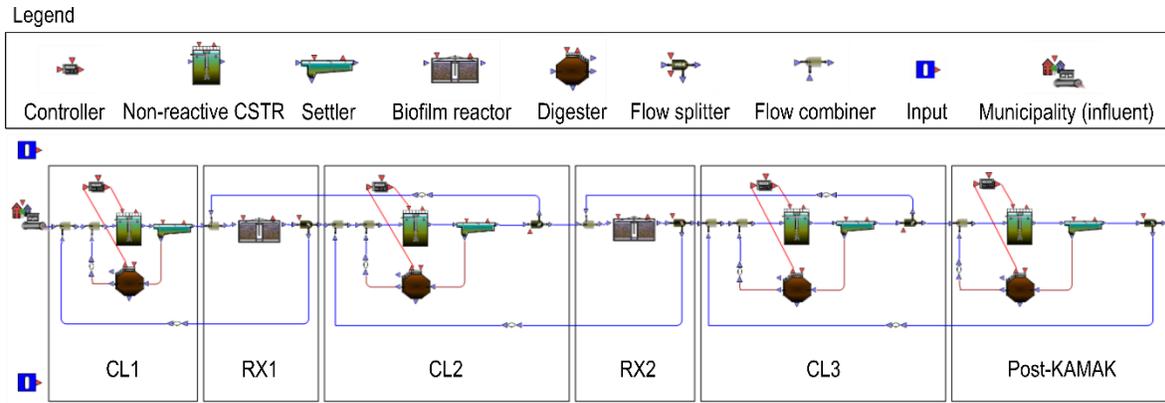


Figure 9.1: Complete KAMAK™ system model layout in WEST

In the model representation of the sedimentation zones, the liquid flow going through the digester block is minimal ($0,001 \text{ m}^3/\text{d}$). It was verified that at this flow, no impact could be seen on the overall lagoon hydraulics. The link from the settler model to the digester model represents the sedimentation flux. The link from the digester to the non-reactive CSTR representing the bulk liquid volume over the sediment layer, the link allows to model sediment resuspension and releases of soluble compounds from the sediments. The model configuration chosen to describe the sedimentation zones was inspired by the model of De Schepper et al. (2012) which describes the exchanges between sediments and the bulk water in a river.

The influent input (municipality block) feeds the 13 ASM1 variables (Henze et al., 2000) as well as the flowrate to the model. The influent data are derived from the data measured by the monitoring stations (chapter 4). To generate the input files, as described in chapter 7, the collected data were treated, and an influent fractionation methodology was applied. Flowrate data used in the model were calculated using the methodology described in Annex A. It is also worth noting that since a major part of the influent ammonia data was not usable because of hardware problems, the influent ammonia fed to the model is entirely based on the gap filling methodology described in chapter 7. The available measured data were used to generate the typical daily patterns and the available laboratory measurements of ammonia in composite samples were used to evaluate the annual load trend. Of course, the manipulation of influent data (from the measurement to the input file) can lead to uncertainty in model parameters. This uncertainty should be considered when interpreting the model results.

Besides influent data, two other model input files are provided to describe the operating conditions observed during the studied year (January 26, 2017 to February 6, 2018). These are the lagoon temperature (Input 1) and the period during which the sediment removal operation was carried out (Input 2).

A description of the different parts of the model representing the biofilm reactor zones and the sedimentation zones is made in the following sections.

9.3.2 Biofilm reactor model

9.3.2.1 *General modelling approach*

The biofilm reactor zones are modelled as completely mixed basins in which a certain surface of biofilm is available for biofilm growth. The model used to describe the biofilm is based on the simplified mixed culture biofilm model developed by Rauch et al. (1999).

The Rauch et al. (1999) model is simplified in the sense that it decouples the calculations of the major processes taking place within the biofilm, namely the substrate diffusion and the biochemical conversion. This allows fast simulation. The model runs in two steps. First, the substrate diffusion is computed for their current bulk concentrations (by means of an analytical solution), and the penetration depths of each substrate into the biofilm is derived from this calculation. These penetrations are then used to evaluate the fraction of each biomass (heterotrophic, autotrophic) that is active in the different biochemical conversions (Figure 1.10). The second step is to calculate the actual conversion of substrates using zero-order kinetic dependencies on substrates. The biokinetic processes included in the model are based on the ASM1 model (Henze et al., 2000). They include aerobic and anoxic growth of heterotrophic bacteria, growth of autotrophic bacteria, decay for both hetero and autotrophic bacteria, ammonification of organic nitrogen and hydrolysis. The biokinetic processes are described dynamically in the model using ordinary differential equations of mass balances. The differential equations are solved in WEST using the VODE solver.

Besides diffusion, the exchanges between the biofilm and the bulk water represented in the model include particulate matter attachment and biofilm detachment. A more detailed description of these interactions, which were modified from the original model for the present work, is presented in the next section.

The modelling approach of Rauch et al. (1999) described above is based on several assumptions that are worth mentioning before analysing model results and simulating scenarios. These assumptions are the following:

- the structure and density of the biofilm is assumed to be homogenous;
- the microbial species are uniformly distributed in the biofilm;
- the (stagnant) boundary layer is neglected;

- the reaction rates are zero-order;
- soluble components emerging from conversion processes are subject to immediate out-diffusion;
- and an instantaneous steady-state profile of substrates is assumed at each time step.

9.3.2.2 *Added or modified features*

To be able to achieve the modelling objectives, some features were added or modified in the original biofilm model. First, the temperature dependency of the biokinetics was added in the form of modified Arrhenius equations (Équation 1.4). The temperature dependency has been implemented for oxygen transfer in the reactors (k_{La}), for bacterial growth, bacterial decay, hydrolysis and ammonification. For autotrophic bacteria, however, the temperature dependency of growth had to be modified further in order to describe the observed performance. This modification and its justification are detailed below.

Two nitrifying populations

For describing the nitrification performance of the system over the whole year and particularly down to very low reactor temperatures, a modification concerning the autotrophic bacteria present in the system had to be made. This modification consists in dividing the autotrophic bacteria in two groups of organisms with different kinetic parameters. This modification is justified with the model results presented in section 9.4.1 and was based on previous studies reporting that a huge diversity of species participates in the nitrification process and shifts from one dominant group of organisms to another are likely to occur over time (Gujer, 2010; Roy et al., 2017; Young et al., 2017). These shifts can be attributed to enrichment of organisms in the system (when it is open to the environment) and changes in the operating conditions such as temperature. The presence of different groups of organisms within a system can either be modelled by changing the kinetic parameters over time or by dividing the biomass in different groups (Gujer, 2010). The latter option has been used in the model.

Temperature dependency of nitrification

As mentioned above, the temperature dependency of autotrophic bacteria was modified from the typical Arrhenius function in order to better describe the observed nitrification performance, especially at low temperatures. The modification was made specifically for the beginning of the wintertime when temperature decreases and nitrification loss (an important decrease of the nitrification rate) is observed. The implemented modified temperature dependency function is based on the previously reported idea that at low temperatures (between 5 and 0°C), the observed decrease of nitrification rate (or microbial activity) can be more pronounced than predicted by a simple Arrhenius function (Boutet et al., 2018; Delatolla et al., 2009; Young et al., 2017), especially when the ammonia loading is high (Young et al., 2017). Operating at low temperature (1°C) and high ammonia loading rate was demonstrated to be indeed associated with a significant decrease of ammonia removal. The latter conditions were potentially exacerbating the un-ionized ammonia inhibition of nitrifying

bacteria (Young et al., 2017). Based on these ideas and the observed nitrification performance during the autumnal transition period, the modified temperature dependency function shown on Figure 9.2 was applied in the model to the growth kinetics of autotrophic bacteria. This modified function is the result of a multiplication of a typical Arrhenius equation with a sigmoidal function:

$$\frac{k_{temp.}}{k_{ref.}} = \theta^{(T-T_{ref.})} \cdot \frac{T^n}{(K_T^n + T^n)} \quad \text{Equation 9.1}$$

where $k_{ref.}$ and $k_{temp.}$ (d^{-1}) are kinetic coefficients respectively at temperature $T_{ref.}$ and T ($^{\circ}C$). θ (unitless) is the temperature coefficient of the typical Arrhenius function. n (unitless) and K_T ($^{\circ}C$) are parameters of the sigmoidal function. It allows describing a sudden decrease in the microbial activity around a temperature K_T (the steepness of the transition depends on n). Figure 9.2 shows the modified function as well as a typical Arrhenius function and the sigmoidal function.

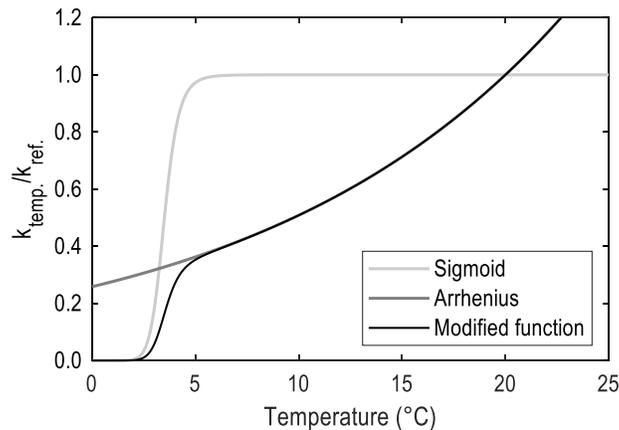


Figure 9.2: Example of the modified temperature dependency function (with $\theta = 1,07$, $n = 10$, $K_T = 3,5^{\circ}C$ and $T_{ref.} = 20^{\circ}C$) compared to the typical Arrhenius function and the sigmoidal function

Biofilm detachment

Another important modification that was made to the original model concerns the biofilm detachment function. Many rate equations describing detachment can be found in the literature, reflecting the difficulty to generalize this phenomenon (Morgenroth, 2003). The detachment function used in the Rauch et al. (1999) model links the detachment to the velocity by which the biofilm moves relative to the biofilm support media. Considering the assumptions made in chapter 6 concerning the evolution of biofilm thickness (thicker biofilm associated with a higher biofilm detachment rate), a detachment rate associated with biofilm thickness was implemented. The implemented function, previously used by Wanner et Gujer (1986), is the following:

$$k_d = k_{at} \cdot L^2 \quad \text{Equation 9.2}$$

where k_d (m/d) is the detachment rate, k_{at} ($m^{-1}d^{-1}$) is the detachment coefficient and L (m) is the biofilm thickness.

Using this function which considers detachment as a continuous process normally applies to continuous operation of a biofilm system. Using this function for the present work implies a simplification of the real process since the biofilm reactors are operated with periodical intense aeration cycles (chapter 3) for biofilm thickness control. The model is thus used to describe the biofilm evolution at a more macroscopic scale (in time and space), without considering the effect of the different aeration modes. In short, the effectiveness of the aeration cycles is considered to be continuous and function of the modelled biofilm thickness.

A feature has also been implemented in the model to describe events causing important biofilm loss (sloughing) which cannot be described by the continuous detachment function. The model user can define the start and end time of a detachment event as well as the detachment rate (k_d) during the event. For this kind of event, a minimum biofilm thickness (L_{min}) is defined in the model. When this thickness is reached, the detachment rate becomes 0. This idea of base thickness stands for the denser part of the biofilm which can hardly be detached by sloughing. It has already been reported to describe detachment in systems with periodical backwashing (Morgenroth & Wilderer, 1999; Rittmann et al., 2002).

Attachment

The last important modification made to the original biofilm model concerns the function describing the attachment of particulate matter to the biofilm. In the original model, the coefficient for the first order kinetic (with respect to the particulate components concentration) describing attachment was considered as constant. In the present work, the rate coefficient is defined as a function of the TSS entering the biofilm reactor (Equation 9.3). This relation is based on the measurements presented in chapter 6, showing a biofilm thickness increase during the digestion-active period, when the TSS were high in the biofilm reactors because of sediment resuspension (described below). This function relies on the assumption that the resuspending solids have a different affinity with the biofilm than the TSS flowing through the reactors when resuspension is inactive (influent and detached biofilm). The resuspended solids attach better. The implemented relation makes that when TSS entering the biofilm reactor (TSS_{in}) is higher than a certain threshold (TSS_{min}), namely when resuspension is active, the attachment rate coefficient (k_{at}) increases linearly with the TSS_{in} concentration till it reaches a maximum value ($k_{at,max}$). At the other extreme, a minimum rate ($k_{at,min}$) is used when TSS_{in} is below the threshold. The function defining the attachment rate coefficient in the model is the following:

$$\begin{array}{ll} \text{If } TSS_{in} > TSS_{min} & \text{then } k_{at} = \gamma \cdot TSS_{in} + k_{at,min} \\ \text{If } TSS_{in} < TSS_{min} & \text{then } k_{at} = k_{at,min} \end{array} \quad \text{Equation 9.3}$$

where k_{at} (d^{-1}) is the attachment rate coefficient, TSS_{in} (g/m^3) is the TSS concentration entering the biofilm reactor, TSS_{min} (g/m^3) is the TSS threshold based on the TSS entering the biofilm reactor when resuspension is

not active, γ ($\text{m}^3/\text{g}/\text{d}$) is the slope of the modified function and $k_{\text{at},\text{min}}$ (d^{-1}) is the minimal attachment rate coefficient.

9.3.2.3 *Initial conditions*

The initial values of the state variables were determined from the results of an iterative process using dynamic simulations over a whole year. As in most wastewater treatment modelling exercises (Rieger et al., 2012), the initial values are thus considered as parameters that are to be estimated. The end values of every state variable were used as initial values. The values reached at the beginning of the year 2018 were considered as a good approximation for the state variables at the beginning of the previous year.

The only exception concerns the quantity of autotrophic biomass which was estimated separately to allow for a consistent description of the nitrification performance over the year. As will be described below, the model fails at describing the important loss of one of the autotroph groups. The concentration for this group of bacteria at the end of the year is significantly higher than the estimated initial value. The latter discrepancy is discussed in section 9.4.1.

9.3.2.4 *Parameters used in the calibrated model*

Table 9.1 presents the parameters estimated or taken directly from literature to describe the effluent data as adequately as possible. The goodness of fit was evaluated examining visually the simulation compared to the measurements. During the evaluation, a random distribution of the measurements around the results was targeted. It is indicated in Table 9.1 whether the parameter value was derived from measurements, was calibrated or comes from literature. It is also indicated in the table whether the parameters were present in the original model or if they were added for the purpose of the present work. As can be seen, most of the used parameters are based on literature or direct measurements.

It is worth noting that the ammonification kinetics is implemented differently in the Rauch et al. (1999) model than in ASM1. In ASM1, it is implemented as a second order kinetics with respect to the concentrations of S_{ND} and heterotrophic biomass (X_{BH}) while in the Rauch et al. (1999) model, it is implemented as a first order kinetics with respect to the concentration of soluble organic nitrogen (S_{ND}). This assumption is valid if, as observed in the present modelling work (results not shown), the heterotrophic biomass concentration is relatively constant over time. The ammonification kinetic coefficient ($k_{\text{h},\text{biofilm}}$) was calibrated considering the effluent ammonia data when no nitrification was observed (during winter).

It's also worth noting that the k_{La} values were estimated by fitting to the available DO measurements from RX1 and RX2 (portable probes measurements, see chapter 3).

Table 9.1: Parameters used in the sub-models (settlers, digesters and biofilm reactors) of the complete biofilm-enhanced aerated lagoon model

Sub-model	Symbol	Description	Units	Value	Based on measurements?	Present in the original model?	Typical or default value	Reference for the typical or default value
All	$F_{TSS,part,COD}$	TSS over particulate COD ratio	gTSS/gCOD	0.6	Yes	Yes	0.77	Rieger et al., 2012
Settler (CL1 and CL2)	f_{ns}	Fraction of non-settleable solids	-	0.9	No	Yes	0.8	Metcalf and Eddy, 2003
Settler (CL3 and post-KAMAK)	f_{ns}	Fraction of non-settleable solids	-	0.75	No	Yes	0.8	Metcalf and Eddy, 2003
Digester	$f_{ySSb,IN}$	Fraction of VSS entering the digesters (by sedimentation) that is available for biodegradation	-	0.05	No	No	n/a	n/a
Digester	TS	Total dry solids content of sediment	% (w/w)	4	Yes	No	4 ^a	Metcalf and Eddy, 2003
Digester (CL1, CL3 and post-KAMAK)	$f_{ySSb,initial}$	Initial fraction of biodegradable VSS in the sediments	-	0.065	No	No	n/a	n/a
Digester (CL2)	$f_{ySSb,initial}$	Initial fraction of biodegradable VSS in the sediments	-	0.035	No	No	n/a	n/a
Digester	$f_{XB,initial}$	Initial fraction of active biomass in the sediments	-	0.0004	No	No	n/a	n/a
Digester	α	Resuspension coefficient	$m^4 d/l^2$	0.01	No	No	n/a	n/a
Digester	$b_{H,an}$	Kinetic coefficient for the decay of anaerobic biomass	d^{-1}	0.03 ^b	No	Yes	0.03 ^b	Lessard and Desjardins, 1994
Digester	$k_{H,an}$	Kinetic coefficient for hydrolysis	d^{-1}	0.02 ^b	No	Yes	0.233 ^b	Lessard and Desjardins, 1994
Digester	$\mu_{H,an}$	Kinetic coefficient for the growth of anaerobic biomass	d^{-1}	0.15 ^b	No	Yes	0.34 ^b	Lessard and Desjardins, 1994
Digester	$R_{gas,crit.}$	Methane gas production threshold for resuspension activation	$l/m^2/d$	2.5	No	No	n/a	n/a
Digester	$\theta_{acet,met}$	Coefficient for the temperature dependency of acetogenesis and methanogenesis	-	1.1	Yes	No	n/a	n/a
Digester	$\theta_{hyd,ferm}$	Coefficient for the temperature dependency of hydrolysis and fermentation	-	1.1	Yes	No	n/a	n/a

^aFor digested primary sludge; ^bDefined at 35 °C

Table 9.1: Parameters used in the sub-models (settlers, digesters and biofilm reactors) of the complete biofilm-enhanced aerated lagoon model (continued)

Sub-model	Symbol	Description	Units	Value	Based on measurements?	Present in the original model?	Typical or default value	Reference for the typical or default value
Digester	$i_{XB,an}$	Mass of N per mass of COD in biomass	gN/gCOD	0.086	No	Yes	0.086	Henze et al., 2000
Digester	$i_{XP,an}$	Mass of N per mass of COD in endogenous mass	gN/gCOD	0.06	No	Yes	0.06	Henze et al., 2000
Digester	$F_{VSS,COD}$	VSS over total COD ratio	gVSS/gCOD	0.5	Yes	Yes	0.6	Lessard and Desjardins, 1994
Digester	$Y_{CH, XB}$	Yield for methane production associated with biomass growth	moleCH ₄ /gX _B	0.6	No	Yes	0.6	Lessard and Desjardins, 1994
Digester	$Y_{NH, VSS}$	Yield for S _{NH} production associated with VSS hydrolysis	gN/gVSS _B	0.038	No	Yes	0.038	Lessard and Desjardins, 1994
Digester	$Y_{XB, VFA}$	Yield for biomass production associated with VFA consumption	gX _B /gVFA	0.06	No	Yes	0.06	Lessard and Desjardins, 1994
Biofilm reactor	$i_{XB, biofilm}$	Mass of N per mass of COD in biomass	gN/gCOD	0.086	No	Yes	0.086	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	b_A	Decay coefficient for autotrophic bacteria	d ⁻¹	0.06 ^c	No	Yes	0.04 ^c	Ekama & Wentzel, 2008a
Biofilm reactor	b_H	Decay coefficient for heterotrophic bacteria	d ⁻¹	0.6 ^c	No	Yes	0.62 ^c	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	k_a	Ammonification rate coefficient	d ⁻¹	5 ^c	No	Yes	n/a	n/a
Biofilm reactor	$k_{h, biofilm}$	Hydrolysis rate coefficient	d ⁻¹	3 ^c	No	Yes	3 ^c	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	γ	Slope for the attachment rate coefficient function	m ³ /g/d	0.012	No	No	n/a	n/a
Biofilm reactor	$k_{a, min}$	Minimum biofilm attachment rate coefficient	d ⁻¹	0.1	No	No	n/a	n/a
Biofilm reactor	$k_{a, max}$	Maximum biofilm attachment rate coefficient	d ⁻¹	1	No	No	n/a	n/a
Biofilm reactor	k_{dt}	Biofilm detachment rate coefficient	m ⁻¹ d ⁻¹	6	No	Yes ^d	n/a	n/a
Biofilm reactor	L_{min}	Minimum biofilm thickness	m	0.001	No	No	n/a	n/a
Biofilm reactor	$\mu_{BA, 1}$	Maximum growth rate for autotrophic bacteria (group 1)	d ⁻¹	0.3 ^c	No	Yes	0.8 ^c	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	$\mu_{BA, 2}$	Maximum growth rate for autotrophic bacteria (group 2)	d ⁻¹	0.76 ^c	No	Yes	0.8 ^c	Henze et al., 2000

^aDefined at 20°C; ^bDifferent detachment rate expression

Table 9.1: Parameters used in the sub-models (settlers, digesters and biofilm reactors) of the complete biofilm-enhanced aerated lagoon model (continued)

Sub-model	Symbol	Description	Units	Value	Based on measurements?	Present in the original model?	Typical or default value	Reference for the typical or default value
Biofilm reactor	$\mu_{H,biofilm}$	Maximum growth rate for heterotrophic bacteria (aerobic)	d^{-1}	6 ^c	No	Yes	6 ^c	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	μ_{HH}	Maximum growth rate for heterotrophic bacteria (anoxic)	d^{-1}	4 ^c	No	Yes	4.8 ^c	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	$K_{T,BA,1}$	Sigmoid function parameter for the modified autotrophic bacterial growth temperature dependency function (group 1)	°C	1	No	No	n/a	n/a
Biofilm reactor	$K_{T,BA,2}$	Sigmoid function parameter for the modified autotrophic bacterial growth temperature dependency function (group 2)	°C	3.5	No	No	n/a	n/a
Biofilm reactor	n	Sigmoidal function parameter for the modified autotrophic bacterial growth temperature dependency function	-	10	No	No	n/a	n/a
Biofilm reactor	$\theta_{A,1}$	Temperature coefficient for autotrophic bacterial growth (group 1)	-	1.13	No	No	1.1	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	$\theta_{A,2}$	Temperature coefficient for autotrophic bacterial growth (group 2)	-	1.12	No	No	1.1	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	θ_H	Temperature coefficient for heterotrophic bacterial growth	-	1.07	No	No	1.07	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	$\theta_{b,A}$	Temperature coefficient for autotrophic bacterial decay (group 1 and group 2)	-	1.03	No	No	1.029	Ekama & Wentzel, 2008a
Biofilm reactor	$\theta_{b,H}$	Temperature coefficient for heterotrophic bacterial decay	-	1.029	No	No	1.029	Ekama & Wentzel, 2008b
Biofilm reactor	θ_a	Temperature coefficient for ammonification	-	1.07	No	No	1.07	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	θ_h	Temperature coefficient for hydrolysis	-	1.04	No	No	1.04	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	θ_{kLa}	Temperature coefficient for oxygen transfer	-	1.024	No	No	1.024	Metcalf and Eddy, 2003

^cDefined at 20 °C

Table 9.1: Parameters used in the sub-models (settlers, digesters and biofilm reactors) of the complete biofilm-enhanced aerated lagoon model (continued)

Sub-model	Symbol	Description	Units	Value	Based on measurements?	Present in the original model?	Typical or default value	Reference for the typical or default value
Biofilm reactor	$TSS_{min,RX1}$	TSS threshold for the attachment coefficient function	g/m^3	80	Yes	No	n/a	n/a
Biofilm reactor	$TSS_{min,RX2}$	TSS threshold for the attachment coefficient function	g/m^3	45	Yes	No	n/a	n/a
Biofilm reactor	$\rho_{biofilm}$	Biofilm dry density	g/m^3	55000	Yes	Yes	n/a	n/a
Biofilm reactor	Y_A	Yield for autotrophic biomass	$gCOD/gN$	0.24	No	Yes	0.24	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	Y_H	Yield for heterotrophic biomass	$gCOD/gCOD$	0.67	No	Yes	0.67	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	f_p	Fraction of biomass leading to particulate products	-	0.08	No	Yes	0.08	Henze et al., 2000
Biofilm reactor	D_{SNH}	Diffusion coefficient for S_{NH}	m^2/d	1.7×10^{-4}	No	Yes	1.7×10^{-4}	CRC Handbook of Chemistry and Physics, 2019
Biofilm reactor	D_{SNO}	Diffusion coefficient for S_{NO}	m^2/d	1.6×10^{-4}	No	Yes	1.6×10^{-4}	CRC Handbook of Chemistry and Physics, 2019
Biofilm reactor	D_{SO}	Diffusion coefficient for S_{SO}	m^2/d	1.7×10^{-4}	No	Yes	2.1×10^{-4}	CRC Handbook of Chemistry and Physics, 2019
Biofilm reactor	D_{SS}	Diffusion coefficient for S_S	m^2/d	5.8×10^{-5}	No	Yes	5.8×10^{-5}	CRC Handbook of Chemistry and Physics, 2019
Biofilm reactor (RX1)	$k_{l,a}$	Oxygen mass transfer coefficient	d^{-1}	190 ^c	No	Yes	n/a	n/a
Biofilm reactor (RX2)	$k_{l,a}$	Oxygen mass transfer coefficient	d^{-1}	80 ^c	No	Yes	n/a	n/a

^cDefined at 20°C

9.3.3 Sedimentation zone model

9.3.3.1 *General modelling approach*

The sub-models included in the sedimentation zone model are a non-reactive CSTR model, a settler model, a digester model and a flow combiner model.

The non-reactive CSTR block is used to represent the water volume overlying the sediment layer in the CLs. The sediment layer is represented by the digester model which has a volume equal to the sediment volume. The settler block describing solid-liquid separation has no explicit volume. In the model, liquid is flowing only through the CSTR and the settler. As mentioned above, the flow going in and out of the digester is very small. From the settler block, it however carries a high concentration of solids. The latter flux of solids allows to describe the transport of particulate matter via sedimentation from the bulk water to the sediment layer. The sediment layer volume is computed performing a mass balance including sedimentation, sediment digestion (see section 9.3.3.3) as well as sediment resuspension (see section 9.3.3.4). For each time step, once the sediment volume is computed, it is used to define the CSTR volume using a level controller (Figure 9.1). The controller dictates the volume of the CSTR which is equal to the total CL volume minus the sediment volume. The bulk water volume and the sediment volume are thus dynamically varying over time, modifying the hydraulic behaviour of the system as reported previously by multiple authors (Broughton & Shilton, 2012). The flow coming out of the digester can also carry particulate matter and soluble components depending on the biological activity taking place in the digester (see section 9.3.3.4).

The more complex parts of the complete sedimentation zone model, namely the digester and the settler model are described below.

9.3.3.2 *Settling model*

The settling model used to describe solid-liquid separation in the CLs is a simplification of the real process. The settler is a so-called point settler with no volume. It acts as an ideal phase separator considering a fraction of non-settleable solids in the effluent. The latter was estimated for each CL using the sediment accumulation data (Figure 9.3) as well as the effluent TSS data (Figure 9.9). The parameters used for each CL are presented in Table 9.1.

9.3.3.3 *Digester model*

The model used to describe the anaerobic digestion taking place in the sediment layer is the Lessard and Desjardins (1994) model. The model simplifies the anaerobic digestion process; it lumps together the complex mechanisms included in the process in a series of simple and representative steps. It was chosen since its level of complexity was sufficient to achieve the modelling objectives while limiting the calibration effort with a limited

number of parameters compared to state-of-the-art models such as the Anaerobic Digestion Model no. 1 (Batstone et al., 2002). It was also already available in the WEST library, facilitating its rapid use.

Sediment organic matter is first divided in 2 parts: the biodegradable and the non-biodegradable solids. The non-biodegradable and biodegradable fractions of solids are expressed in VSS in the digester model. To convert the COD-based ASM1 particulate variables used in the other sub-models into VSS, a VSS/COD ($F_{VSS,COD}$) ratio is used. The same ratio is used to convert the VSS back into COD at the outlet of the digester model. Non-biodegradable solids are accumulating in the digester while the biodegradable solids are following two conversion steps leading to biogas production.

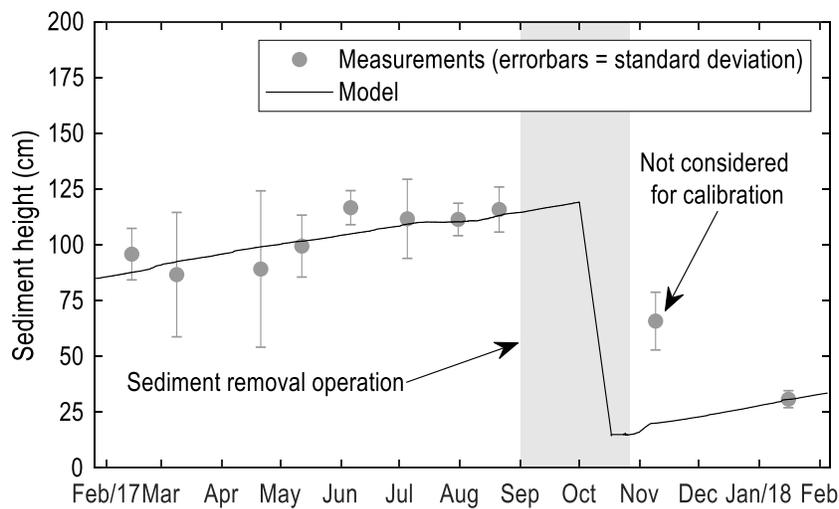


Figure 9.3: Modelled sediment heights compared to measurements (example of CL3)

The first step describes the hydrolysis and the fermentation using the same kinetics. The latter is based on the hydrolysis kinetics which is considered the limiting process. VFA, ammonia and phosphate (not considered in the present study) are produced during this step.

The second step included in the model describes the transformation of VFA and the production of methane by acetogenic and methanogenic bacteria. The growth rate of the lumped biomass follows Monod kinetics. On the other hand, the biomass decay is described by first order kinetics with respect to the biomass concentration. VFA consumption as well as methane production are proportional to the bacterial growth. More details about the model structure can be found in Desjardins (1992) and Lessard and Desjardins (1994).

The lumped biokinetic processes are described in the digestion model using ordinary differential equations of mass balances. The differential equations are solved in WEST using the VODE solver.

9.3.3.4 Added or modified features

First, the original digestion model of Lessard et Desjardins (1994) did not include temperature dependency as it was assumed to operate at 35°C. Arrhenius functions were thus implemented for the hydrolysis and fermentation rate, the acetogenesis and methanogenesis rate as well as for the decay rate. A unique temperature coefficient was used to describe the influence of temperature on the kinetic parameters. The coefficient value is based on the experimental results of the BMP tests presented in chapter 5.

Sediment removal

To be able to describe the sediment removal operation that took place during the studied year, a sediment removal feature had to be added to the model. Sediment removal is modelled as an outflow of every particulate component present in the sediment. This feature can be activated during a certain period to simulate a sediment removal operation (Figure 9.3). The removal rate is a parameter that can be set by the modeller. When a minimal sediment layer height is reached, the removal rate automatically becomes 0. This idea of minimal sediment height is based on the fact that a residual of sediment will typically remain after a sediment removal operation, reflecting the limits of the equipment used to remove sediments. In the model, an input file is used to determine the sludge removal periods.

Sediment resuspension

Resuspension of sediments was discussed previously in chapter 5 and chapter 6; it is identified as an important process affecting effluent quality. In the digestion model, a resuspension function has been added to model this phenomenon. The function (Equation 9.4) links biogas production to the concentration of particulate matter in the return flow to the bulk water above the sediment layer:

$$\text{If } R_{gas} > R_{gas,crit.} \quad \text{then } \Gamma_{resusp.} = \alpha \cdot R_{gas}^2 \cdot M_{X,sediment} \quad \text{Equation 9.4}$$

Particulate matter is resuspended ($\Gamma_{resusp.}$, g/d) from sediment proportionally to the square of the rate of methane production (R_{gas} , l/m²/d) which is multiplied by the total quantity of particulate components present in the sediment ($M_{X,sediment}$, g) and a coefficient α (m⁴d/l²). The term $\alpha \cdot R_{gas}^2$ must be between 0 and 1. Based on observations on the real system (gas production and TSS data), resuspension is inactive in the model when the gas flow is below a certain threshold, $R_{gas,crit.}$ (l/m²/d).

9.3.3.5 Initial conditions and other assumptions

To adequately describe the observed gas production (measured at the surface of the lagoon, see chapter 5), only part of the sediment present at the beginning of the year (initial condition for simulations) could be defined as biodegradable. The remainder is inert or active biomass. The initial quantity of biomass is a model parameter that has to be estimated. For the same purpose, only a fraction of the fresh sediment coming from the settler

which was biodegradable in the biofilm reactors (X_s or biomass) is considered as available for biodegradation in the digester. These assumptions allow to simulate the observed depletion of gas production at some point after the start of the digestion-active period. The initial quantity of active biomass and the biodegradable fractions were calibrated using the gas production data (Figure 9.8) and the sediment height data (Figure 9.3).

Another assumption made in the model is that the methane production in the sediment directly represents the gas production rates measured at the surface of the lagoon using a gas collection hood. This assumption implies that no gas-liquid transfer limitation and thus no dissolved methane is considered in the model. This simplification is potentially far from reality and induces parameter uncertainty. Sediment biodegradability as well as kinetic parameters may potentially be underestimated. However, the model gives good insights in the dynamics of bubble (gas) production in the system. This is considered sufficient for the modelling objectives which do not pursue a detailed mechanistic description of the processes.

9.4 Modelling results

9.4.1 Modelling the seasonal nitrification start and loss

The first modelling objective pursued with this work was to explain the observed performance of the KAMAK™ system over a year, especially in terms of nitrification and TSS removal.

Nitrification is only observed seasonally in the system, when temperature conditions are favorable. To have a good description of the nitrification performance over an entire year, the model must thus be able to describe the nitrification start as well as the nitrification loss. As known from the analysis of the measured data made in chapter 6, for the studied year, the Spring start was not observed under the same temperature conditions as the Autumn loss. Describing this reality in the model was challenging. After trying many modelling approaches, it was found that dividing the autotrophic biomass in two different groups allowed the model to work. A slow-growing group of autotrophic bacteria ($X_{BA,1}$) describes the slow nitrification start early May. As can be seen on Figure 9.4, the kinetics of this group allow a good fitting of the nitrification start, but not to follow the nitrification process for the whole year. This group is not able to maintain the observed nitrification rates until early December as observed in the data. Moreover, considering only this single bacterial group, the simulations show that the summer nitrification loss episode could not be represented well.

The idea of the autotrophic bacteria population shift (Gujer, 2010; Young et al., 2017) was introduced in the model as a potential explanation for the observed prolonged nitrification period. A second group of autotrophic bacteria ($X_{BA,2}$) was thus introduced in the model. Even though this second group grows faster than the first one, it is outcompeted by the first group at the start-up of the nitrification. The late arrival of the fast-growing group is made possible thanks to adjustment of the initial conditions (Table 2). The slow-growing bacteria are indeed

present and active during the wintertime, allowing to model the observed low nitrate production rate in winter. The second group, on the other hand, has a very low initial concentration enabling a late appearance compared to the first one. Once ideal conditions for the growth of the second group are observed, they take over the other group and become dominant at the end of summer (Figure 9.5b). The community shift is also helped by a biofilm sloughing event which is discussed in section 9.4.2. The two autotrophic bacteria groups are of course competing each other because they use the same substrates (DO and ammonia). As can be seen on Figure 9.7, only using this fast-growing group, even with different initial concentrations, does not allow satisfactory description of the year-long performance.

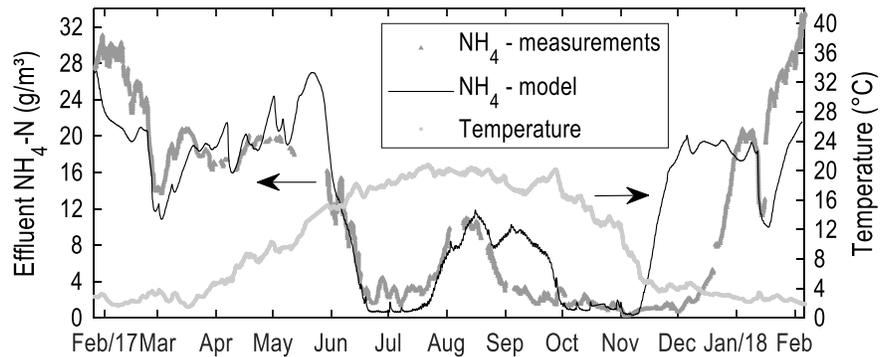


Figure 9.4: Modelled effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ compared to measurements considering only the slow-growing autotrophic bacteria group

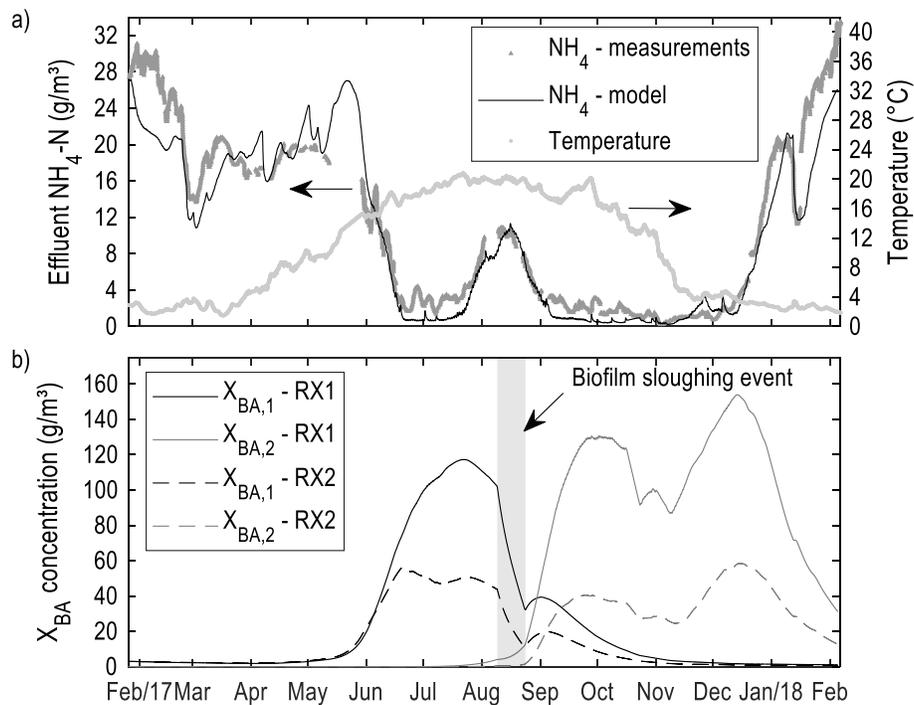


Figure 9.5: Modelled (a) effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ considering the two groups of autotrophic bacteria compared to measurements and modelled (b) autotrophic bacteria (X_{BA}) concentration in the two biofilm reactors

The second and fast-growing group of nitrifiers helps extending the nitrification period (Figure 9.5a). However, as mentioned above, the temperature dependency had to be modified in order to describe the end of the nitrification period well. The sigmoidal term added to the temperature dependency function (Figure 9.2) allows simulating the bacterial activity stop describing the sudden nitrification loss observed in the data at a certain time or equivalently, at a certain temperature as described in the model. Only changing the kinetic parameters or the temperature coefficient of the typical Arrhenius function for the second group does not allow to fully describe the observed performance at the end of the nitrification period. Nitrification is either lost too early if net growth (combined effect of decay and growth) is diminished or too late with the calibrated kinetic parameters, but without the activity shutdown feature. The used temperature dependency function (Figure 9.6) shows that a radical change in the growth rate is observed at a temperature around 3.5°C for the fast-growing group. This is in line with the important nitrification rate decrease observed previously in biofilm reactors at low temperatures (between 5 and 0°C) (Boutet et al., 2018; Young et al., 2017).

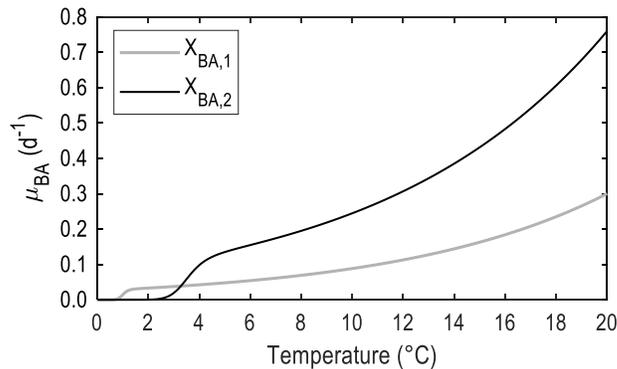


Figure 9.6: Growth rate for the two groups of autotrophic bacteria as function of temperature

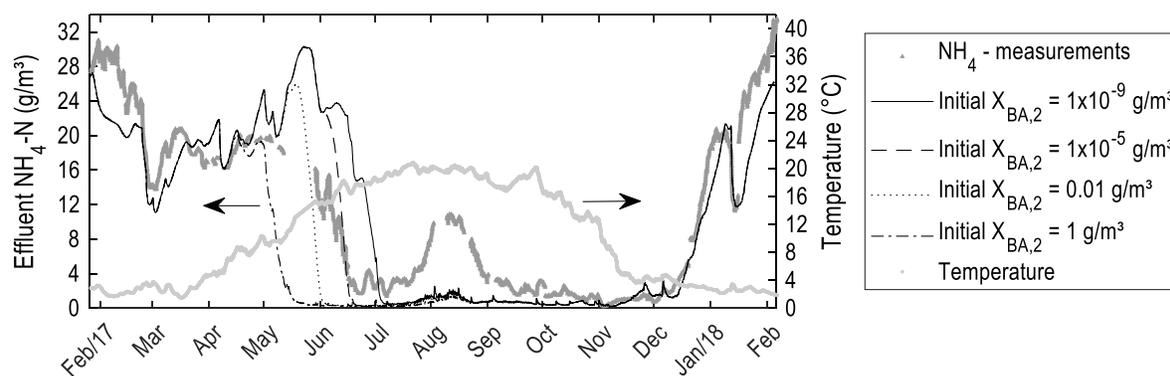


Figure 9.7: Modelled effluent NH₄-N compared to measurements considering only the fast-growing autotrophic bacteria group with different initial concentrations

One of the limitations of the model which is related to the modified features presented above (division of nitrifying biomass in 2 groups and modification of the temperature dependency function) is that some of the conditions

observed at the end of the year-long simulation cannot be used as initial conditions for the same year. As can be seen on Figure 9.5b, the biomass concentration for the first autotrophic bacteria group at the end of the year is of the same order of magnitude as the initial value (difference of less than 2.3 g/m^3), but this is not the case for the second group. Indeed, even if the decay is kept active when the growth is stopped because of the modified temperature dependency function, the biomass concentration for the second group remains considerably higher at the end of the simulation than at the beginning. This would mean that the year after, if this $X_{\text{BA},2}$ concentration would be used as initial value, the nitrification period would start significantly earlier. It seems however not to be consistent since, in the real system, the start of the nitrification period for 2018 was observed even later than in 2017 (data not shown). The modified temperature dependency function used to model the shutdown of microbial activity thus seems to be unable to entirely describe the phenomena observed during the season transition regarding the presence and the activity of the nitrifying biomass.

There are many assumptions underlying the proposed explanation of the nitrification performance over one year. The model was used to show a potential explanation based on concepts previously reported in literature (population switch and significant drop of activity at low temperatures). Even if this explanation does not represent reality, the modelling work showed how challenging the description of the collected data is. Seasonal nitrification in the studied full-scale system (a highly loaded biofilm-enhanced aerated lagoon) open to the environment is highly complex. A typical modelling approach was found not to be suitable to describe the collected data. Further study is thus certainly warranted to confirm the proposed hypotheses.

9.4.2 Modelling the summer nitrification loss episode

The other important observations that were not addressed yet concern the summer nitrification loss episode and the high effluent TSS concentration experienced during the summer period. These phenomena are treated here together since they are hypothesized to be linked. The summer nitrification loss episode was indeed well correlated with the observed increase of TSS at the effluent of the system. This episode was not expected at that time since it occurred when the operating temperature was close to its highest point (ideal for nitrification). To explain the summer loss episode, a potential link has been proposed between the observed gas production occurring in the sedimentation zones and the biofilm reactor performance. The idea that was tested in the model is that anaerobic digestion and the associated gas production leads to resuspension of sediment which influences the biofilm characteristics (composition and thickness), the diffusion within the biofilm, and therefore the nitrification performance.

First, the model was shown to be able to adequately describe, based on a visual evaluation of the results, the dynamics of gas production in the system (Figure 9.8). Since a high uncertainty is suspected for the gas production data, the model calibration was focused on CL3 which showed the highest gas production. The same

parameters were used for CL1, but not for CL2 which showed a significantly lower gas production even if the initial sediment quantity was similar. The quantity of biodegradable material present initially in CL2 was thus reduced (by around 50%) to better fit the data keeping the same digestion kinetic parameters. It is however hard to understand what the explanation behind this difference may be. It could be related to solids transport, but it could also be related to measurement errors. For the three CLs, the start of digestion and biogas production is mainly attributable to the rise of temperature while the decrease, from the end of August, has several explanations : the drop in temperature, the exhaustion of biodegradable VSS and the sediment removal operation which took place during the months of September and October 2017.

Second, the solids resuspension resulting from gas production is satisfactorily described by the proposed resuspension function as can be seen on Figure 9.9 presenting the modelled and measured effluent TSS. This result demonstrates the potential connection between anaerobic digestion and the observed TSS increase in the effluent. Throughout the year-long simulation, the maximum fraction of resuspended sediment, found in CL3, represented 0.9% of the total sediment present in the zone. This low fraction is considered plausible.

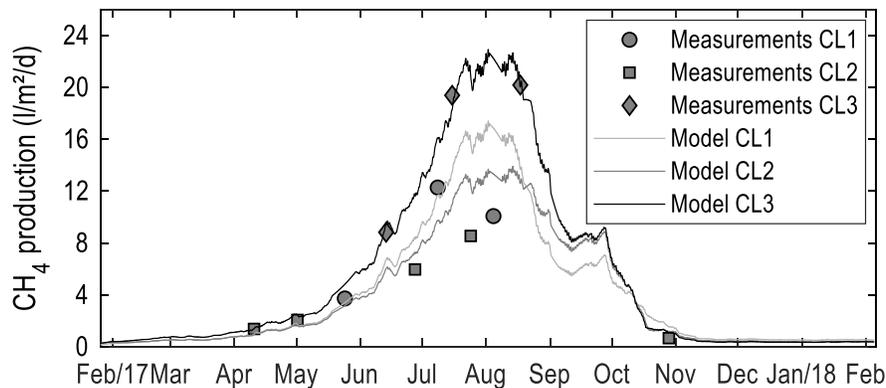


Figure 9.8: Modelled gas production compared to measurements

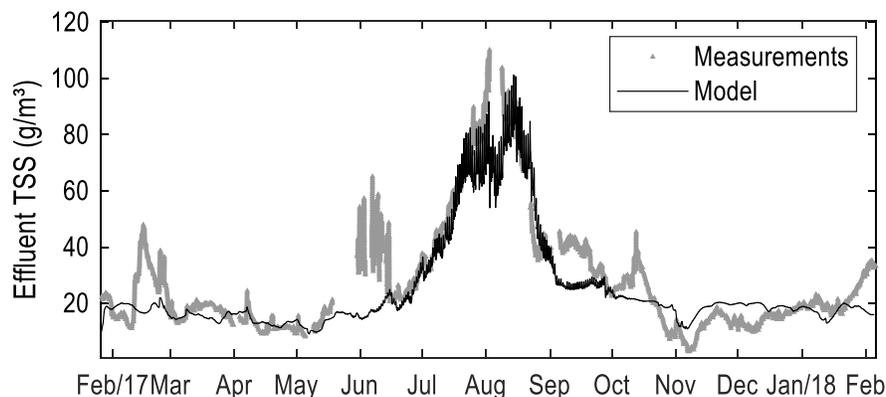


Figure 9.9: Modelled effluent TSS compared to measurements

As mentioned above, in the model, the resuspended solids are considered as having a higher affinity with the biofilm compared to the influent solids or biofilm fragments. In the used attachment function, when the TSS entering the reactors reaches a certain threshold, which is likely to occur when resuspension is active, the attachment coefficient increases linearly. In this way, the biofilm characteristics are influenced by the anaerobic digestion in the sediment. The model shows a biofilm thickness increase (Figure 9.10a) and an increase of the inert fraction of the biofilm (Figure 9.10b) during the digestion-active period. This increase in biofilm thickness leads to a lack of DO penetration in the biofilm (Figure 9.11), a decrease of the active fraction of autotrophic bacteria and, in turn, an increase in the effluent ammonia (Figure 9.5a).

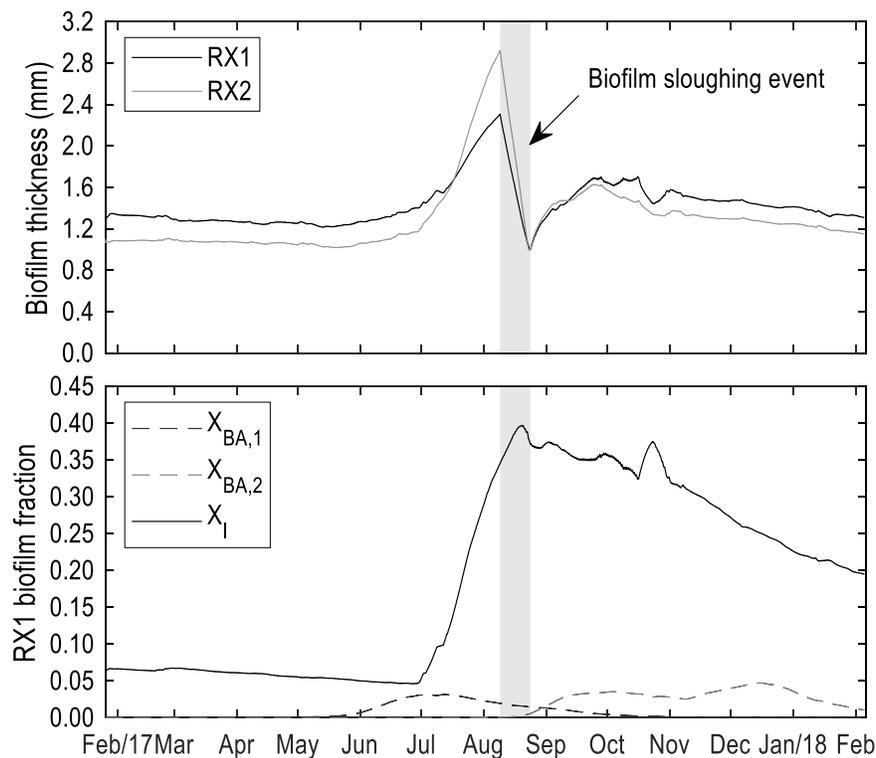


Figure 9.10: Modelled (a) biofilm thickness (RX1 and RX2) and (b) biofilm composition (RX1)

Without supplementary model modification, even with the modified detachment function relating detachment to the biofilm thickness, the model is not able to describe the return to high nitrification rates. The biofilm stays too thick and autotrophic bacteria are not recovering the level of activity needed to get to the low effluent ammonia measured after the beginning of September. To describe the observed return to good nitrification performance, a biofilm sloughing event was introduced during the summer nitrification loss episode. This event allows to lower the thickness of the biofilm (Figure 9.10a) and recover enough autotrophic bacteria activity to decrease the effluent ammonia (Figure 9.5a).

The occurrence of this event might seem improbable, but it can potentially be explained by observations or known phenomena described in literature, or both. Indeed, it is reported that sloughing events (loss of large pieces of biofilm) are likely to occur with increased biofilm thickness (Morgenroth, 2003). When the biofilm gets too thick, its structure can become unstable and result in sloughing events. This might have happened in the studied system.

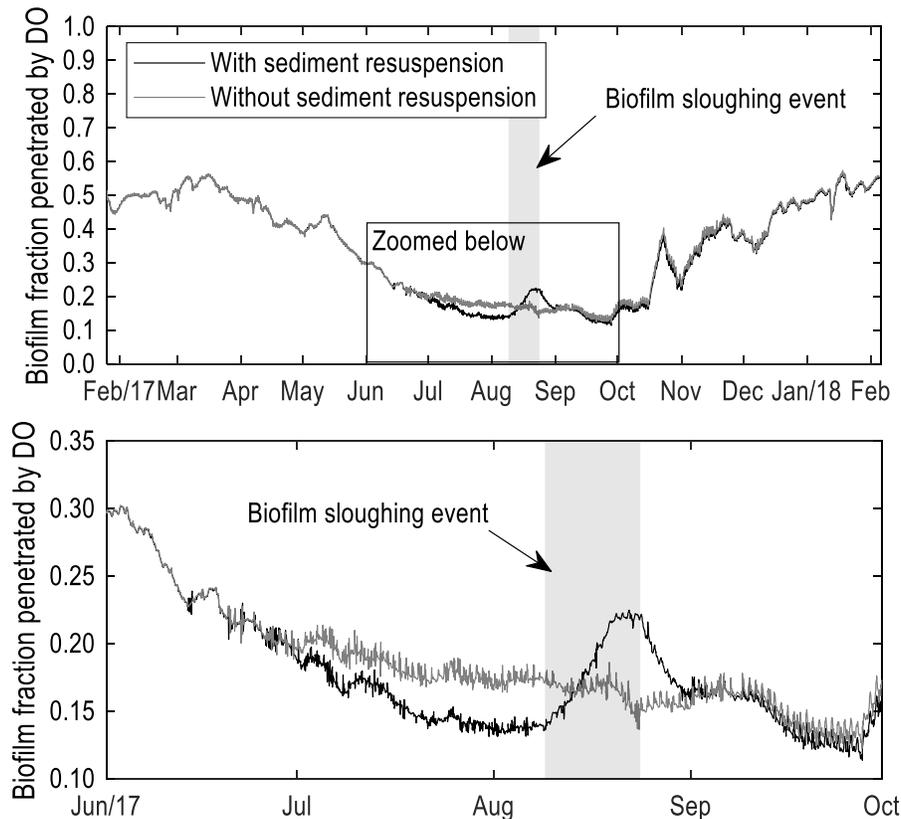


Figure 9.11: Modelled penetration of DO into the biofilm with and without the effect of sediment resuspension on the characteristics of the biofilm (example of RX1)

This sloughing event can also potentially be explained by predator grazing. The latter phenomenon is known to have important effects on biofilm morphology and quantity (Derlon et al., 2012; Klein et al., 2016). Predation can have a direct (consumption of biofilm) or an indirect (weakening the structure of the biofilm and promoting sloughing events) effect on the biofilm thickness. It could be a cause for the described biofilm loss event since important quantities of predators, especially red worms, were observed during the nitrification loss event (Figure 9.12). It is however hard to demonstrate the impact of predators on biofilm thickness since they were not the object of dedicated monitoring; they were only qualitatively identified in the system during visual inspection at the time.

As can be seen on Figure 9.5b, the modelled biofilm loss event also promoted the shift between the two nitrifier groups. The slow-growing group is flushed out the reactors during the detachment event which leaves space for the fast-growing group to take over within the reactors.



Figure 9.12: Colonized biofilm support media with presence of red worms

9.5 Conclusion

The modelling work described in this chapter first demonstrates that the nitrification data measured over a year on the studied biofilm-enhanced aerated lagoon cannot be modelled simply. The model that was built tries to explain the complex relationships existing between the multiple processes active in the studied system and their combined impacts on effluent quality (especially TSS and ammonia). Using two groups of nitrifiers competing each other in the system on the basis of their different kinetics and temperature dependencies helps to describe the observed dynamics of the seasonal nitrification. In addition, to describe the nitrification loss period in autumn, a temperature dependency function including a shutdown of the nitrifiers growth around a low temperature had to be used in the model. Because of these assumptions, it is hard to predict what could help to extend the nitrification period in autumn. To do so, it would be of great interest to have a better mechanistic understanding of the impacts of low temperature on the activity of the different nitrifying bacteria groups present within biofilm-enhanced aerated lagoon systems.

The built model also allows to explain the summer nitrification loss observed when sediment resuspension occurred, which is hypothesized to lead to TSS attachment to the biofilm, which in turn causes an important biofilm thickness increase, lower oxygen penetration and lower activity of the nitrifiers. To explain a return to full nitrification performance, a biofilm sloughing event leading to a thinner and more active biofilm had to be

modelled. This has been reported before when biofilms grow too thick (Morgenroth, 2003). The observed presence of red worms can also be an explanation for sloughing. Translating the modelling results in practical terms, to limit the occurrence of nitrification loss episodes during summertime, the focus should be on minimizing sediment resuspension by minimizing gas production in the lagoon. When sediments reach a level associated to significant gas production as observed during this study, it would potentially be interesting to plan sediment removal operations prior to the digestion-active period, namely at the end of winter.

10 Scenario analysis using the complete model of a biofilm-enhanced aerated lagoon

10.1 Introduction

As described in chapter 9, the constructed mathematical model helps understanding the behaviour of the studied KAMAK™ system over the monitored year (2017). Now that the model is calibrated for the observed operating conditions, it can be used to analyse scenarios of operation or design modifications that could, for similar conditions, help improve the system performance.

A sample of scenarios, identified as relevant, are discussed in the present chapter. The focus is mainly on the effect of different operational changes and configuration modifications on nitrification performance. For some of the analysed scenarios, effluent TSS and COD are also discussed.

For all results presented in this chapter, it is imperative to keep in mind that the developed model relies on many assumptions which induce uncertainty in the model predictions. The model is thus used to give first insights on the behavior of the system in different situations with the aim of guiding future experiences on the real system.

10.2 Sediment removal at the end of the winter period

Since there are links between the anaerobic digestion happening in the sedimentation zones, the resulting sediment resuspension, the biofilm characteristics and the nitrification performance, it is to be expected that controlling the sediment activity will have an impact on the treatment performance of the system.

The idea of this first scenario is to remove the sediment prior to the digestion-active period in order to minimize the impact of sediment resuspension on effluent quality and nitrification loss in summertime. The presented results are thus focused on the quality of the effluent regarding TSS and ammonia.

Figure 10.1 shows the evolution of the sediment height in the 3 CLs in case a sediment removal operation would be conducted mid-April (April 15th to May 1st). The effluent TSS concentrations associated with this operating scenario are presented in Figure 10.2 in comparison with the results from the actual behaviour (base scenario) described in chapter 9. As can be seen in Figure 10.2, the model shows that limiting the quantity of sediment, including the fresh non-digested solids accumulated over winter, has a major impact on the effluent TSS during the digestion-active period. The decreased TSS observed under this scenario would represent a decrease of 35% of the annual TSS effluent load. Most importantly, it would allow the facility to comply with the 25 g TSS/m³ regulatory limit (ROMAEU, 2013) at all times (Figure 10.2).

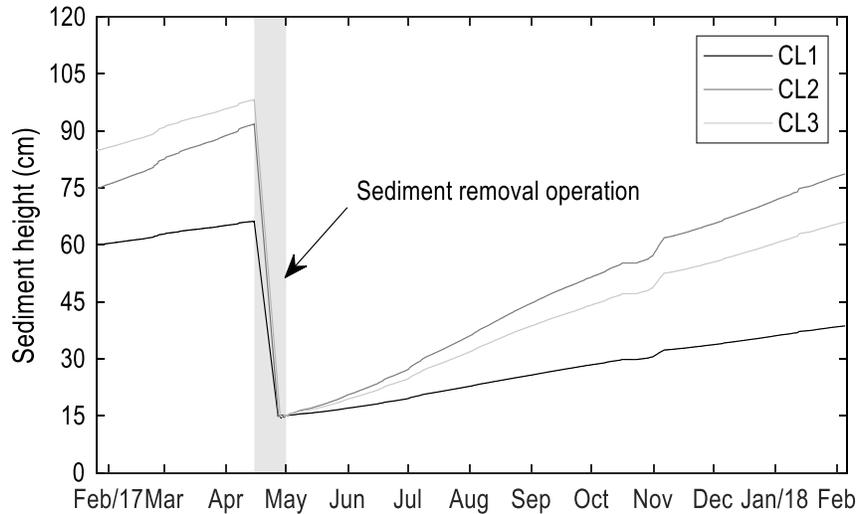


Figure 10.1: Modelled sediment height evolution in the 3 sedimentation zones considering a removal operation mid-April

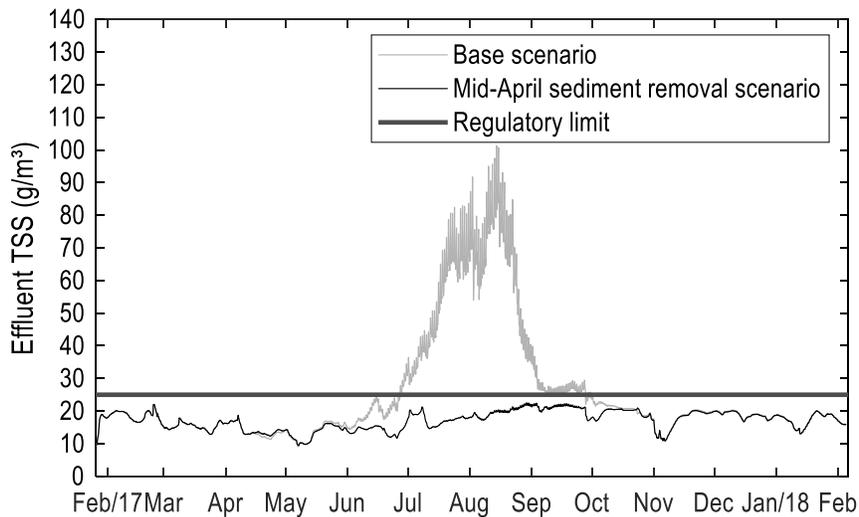


Figure 10.2: Modelled effluent TSS for the scenario with a mid-April sediment removal operation compared to the model results for the base scenario

Limiting the accumulated sediment quantity prior to the digestion-active period has an impact on solids resuspension and effluent TSS because biogas production within the sediment is limited in this scenario. This scenario therefore allows a reduction in CH₄ emissions and, by extension, a reduction of the global warming potential (GWP) associated with the operation of the system. The model shows a 51% reduction in CH₄ emissions for the early sediment removal scenario compared to the base scenario.

For comparison, in both cases, the GWP attributable to the CH₄ emissions of this 415 people treatment plant is of the same order of magnitude as the GWP associated to a single passenger vehicle (USEPA, 2018). In view of a complete GWP picture of this plant, an estimation of the GWP of the N₂O emissions generated by the

nitrification process was also conducted. Considering a N₂O emission factor of 1.77% of the nitrified ammonia, as reported by Bollon et al. (2016) for summertime nitrification in biofilters, the nitrification process would have, in the case of the base scenario, a GWP that is 60% higher than the CH₄ emissions generated by anaerobic digestion. For this estimation, a GWP of 265 and 28 (time horizon of 100 years) have been used for N₂O and CH₄ emissions, respectively (IPCC, 2014). Finally, the sum of the GWP of CH₄ and N₂O emissions estimated for the studied system represents, as shown by the following calculation, a very small portion of the average total GHG emissions of a person living in the province of Québec:

$$\frac{CH_4 \text{ and } N_2O \text{ emissions per capita}}{\text{Average total emissions per capita}} = \frac{12000 \text{ kgCO}_2\text{eq}^a / 415 \text{ people served}^b}{7.8 \cdot 10^{10} \text{ kgCO}_2\text{eq}^c / 8\,390\,500 \text{ people}^d} = 0.3\%$$

^aSum of the estimated CH₄ and N₂O emissions expressed in CO₂eq

^bPopulation of Grandes-Piles (Statistiques Canada, 2017)

^cTotal GHG emissions from the province of Québec (Canada, 2019)

^dPopulation of the province of Québec (ISQ, 2019)

Considering the negligibly small GWP of the plant's power source (hydropower), and considering that the CO₂ produced within the treatment plant by biodegradation is completely biogenic (no chemicals are used) and is therefore excluded from the balance, the sum computed above represents the main contributions to the overall GWP of the plant.

Regarding the effluent ammonia, the results for this scenario presented in Figure 10.3 show that reducing the sediment activity would avoid the nitrification loss in summer such as the one observed on the real system. A lower anaerobic digestion activity and resulting sediment resuspension is indeed associated with less particulate matter attachment to the biofilm and thus a thinner and more active mixed culture biofilm with larger DO penetration.

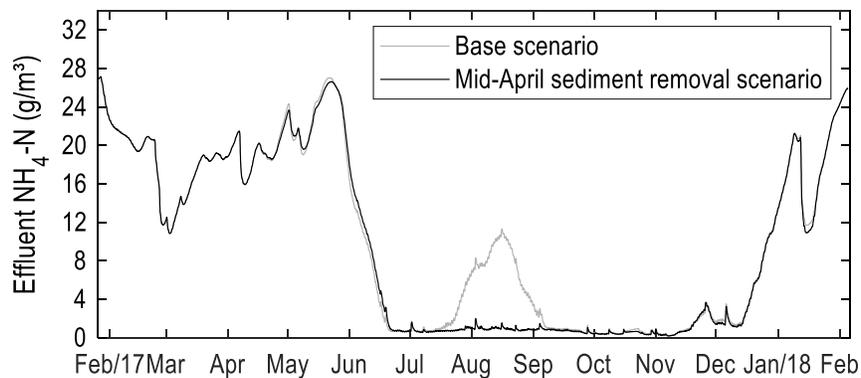


Figure 10.3: Modelled effluent NH₄-N for the scenario with a mid-April sediment removal operation compared to the model results for the base scenario

It is worth noting that for this first scenario, no biofilm detachment event is modelled considering the lower attachment resulting from the lower sediment resuspension.

10.3 Improved biofilm thickness control

This second scenario aims at reproducing an improved biofilm thickness control in the model in view of trying to minimize the impact of the solids' resuspension on the nitrification performance. Concretely, this scenario could be implemented by modifying the intense aeration cycles (frequency, air flow, aeration device) used to control biofilm thickness. The improved biofilm thickness control is modelled using the detachment function originally used in the Rauch et al. (1999) biofilm model. It describes detachment as a function of the velocity (u_f , m/d) by which the biofilm surface grows relative to the biofilm support media:

$$\begin{aligned} \text{If } u_f \leq 0 & \quad \text{then } k_d = 0 \\ \text{If } u_f > 0 & \quad \text{then } k_d = k_{dt} \cdot u_f \end{aligned} \quad \text{Equation 10.1}$$

where k_d (m/d) is the detachment rate and k_{dt} (unitless) is the detachment coefficient. Detachment rate coefficients k_{dt} of 0.95 and 1 were used in the scenario simulations. No biofilm detachment event was simulated in the scenario, and all other parameters were kept the same.

The effluent ammonia results presented in Figure 10.4 show that improving the biofilm thickness control, i.e. keeping a relatively constant biofilm thickness (Figure 10.5), allows reducing the extent of the nitrification loss event in summertime. The results presented on Figure 86 also show that the model is very sensitive to k_{dt} with significant differences regarding effluent ammonia when changing the value of k_{dt} by only 5%. However, this strategy does not address the effluent TSS exceedance, it rather results in a further small increase of the effluent TSS concentration by 0.2% and 1.1%, on average, for k_{dt} values of 0.95 and 1, respectively.

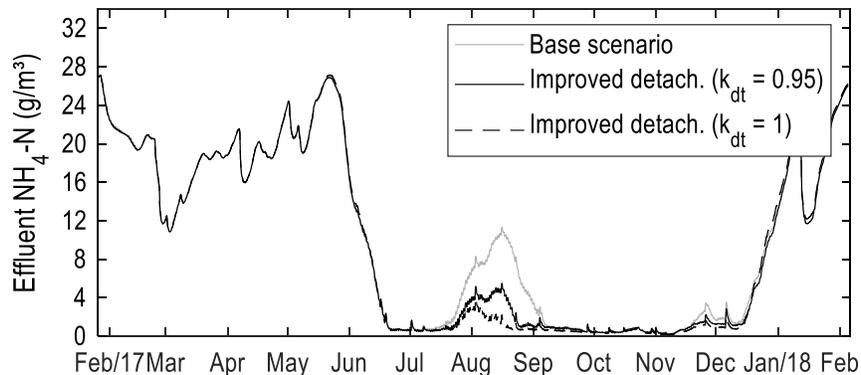


Figure 10.4: Modelled effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ for the scenario with an improved biofilm thickness control compared to the model results for the base scenario

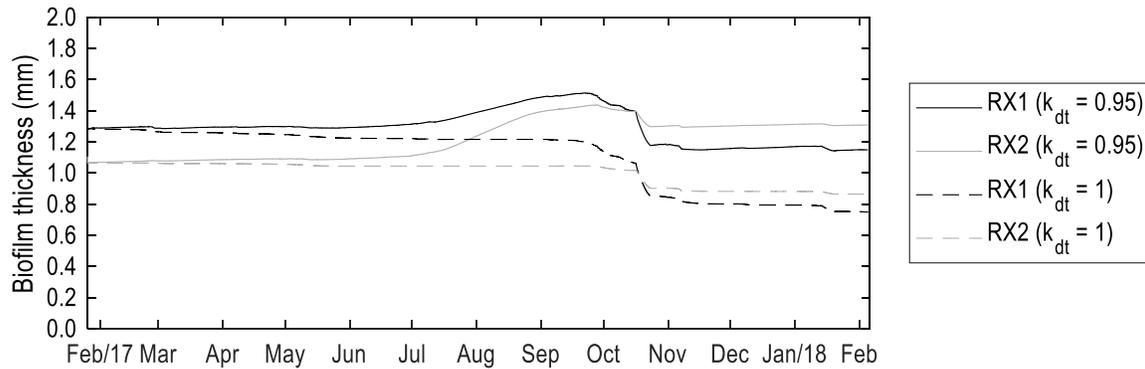


Figure 10.5: Modelled biofilm thickness for the scenario with an improved biofilm thickness control

10.4 Modified hydraulics

The hydraulics of the studied system was found to be well described when recirculation flows between the different zones were included to simulate mixing between them (see chapter 8). In this scenario, the effect of removing these recirculation flows on the effluent quality is assessed (Figure 10.6). Concretely, implementing this scenario would require a better physical separation between the zones. It could be done, for example, by reducing the size of the holes in the membranes separating the zones or by fixing these membranes to the bottom of the lagoon instead of simply ballasting them.

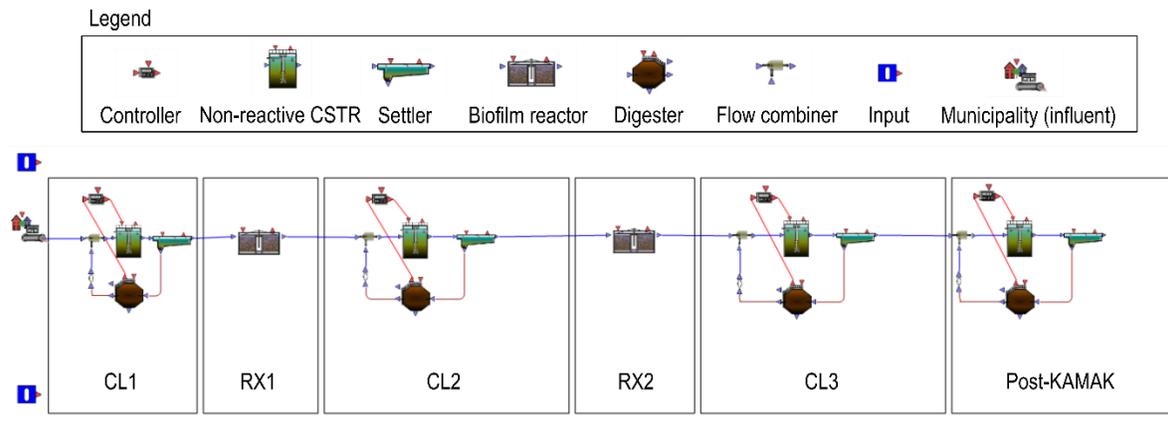


Figure 10.6: KAMAK™ system model layout in WEST for the modified hydraulics scenario

Because of the modelled temperature dependency of the autotrophic bacteria, this modification will of course not have any effect on the nitrification performance at low temperatures (below 3.5°C). The focus is thus only on the nitrification start period for this scenario.

The $\text{NH}_4\text{-N}$ profile within the system is presented in Figure 10.7 for the modified hydraulics scenario. As expected, the differences between the different reactor zones are more important for this scenario (Figure 10.7a) than for the one with recirculation flows (Figure 10.7b).

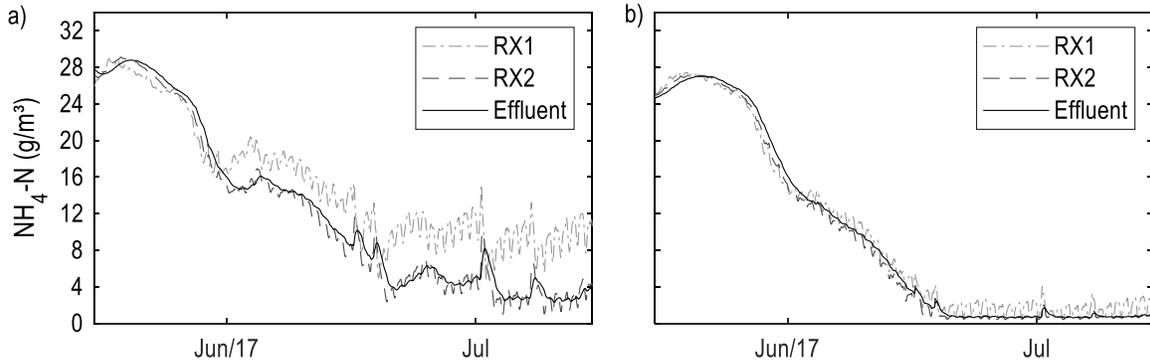


Figure 10.7: Modelled $\text{NH}_4\text{-N}$ profile within the system for (a) the scenario without recirculation flows and (b) the base scenario

Figure 10.8 shows a comparison of the effluent ammonia between the base scenario and the modified hydraulics scenario. The hydraulics modification negatively affects the effluent quality regarding ammonia. The latter result could be explained by the fact that this scenario reduces effluent dilution since the volume of the post-KAMAK™ zone is no more included in the model via the recirculation flow. However, compared to the base scenario, the simulation results do not support this explanation with a similar readily biodegradable sCOD removal (Figure 10.9), but a significantly lower ammonia removal (Figure 10.8). Effluent sCOD is even lower (4.5%, on average) for the modified hydraulics scenario.

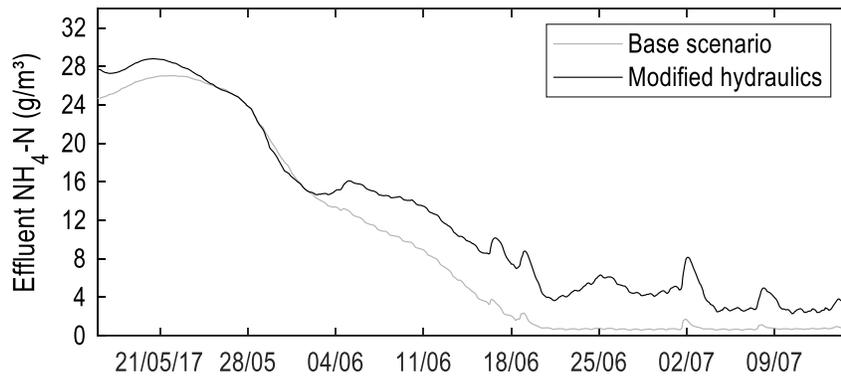


Figure 10.8: Modelled effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ for the scenario without recirculation flows compared to the model results for the base scenario

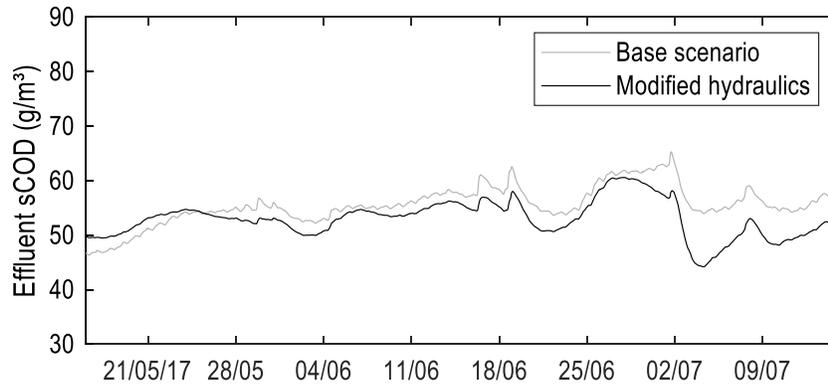


Figure 10.9: Modelled effluent sCOD for the scenario without recirculation flows compared to the model results for the base scenario

Another explanation related with dilution, but more reasonable considering the results, is that this modification leads to an increase of the apparent loading rate on the biofilm by reducing the average hydraulic retention time (by removing the post-KAMAK™ volume). Given the competition with heterotrophs for DO and the relatively low growth rate of the first group of autotrophic bacteria, the nitrifying capacity of the biofilm could thus have become limiting in view of the increased applied loading rate. Similar findings were previously reported by Houweling et al. (2007a) who found that adding baffles to a lagoon system was detrimental to nitrification performance. However, in the case of a suspended growth system, the explanation was different. Back-mixing was found to have an important role for retaining biomass in the lagoon and limiting washout.

10.5 Modified reactor configuration

10.5.1 Removing RX2

In this scenario, the biofilm support media surface available in RX2 has been removed to better understand the importance of the second reactor on the general performance of the modelled system. Hydraulics nor aeration were modified in comparison to the base scenario. Figure 10.10 shows a comparison of the effluent ammonia with and without biofilm in RX2.

These results show that the nitrifying capacity is insufficient when RX2 is removed. RX2 thus plays a significant role. Without the area available for biofilm growth in RX2 (one third of the total), the nitrification period is shortened (the start is delayed, and the loss comes earlier), effluent ammonia is higher during the nitrification period and the summer nitrification loss episode lasts longer. The missing treatment capacity is also observed for sCOD removal in this scenario with effluent sCOD being 18.4% higher, on average, compared to the base scenario including RX2.

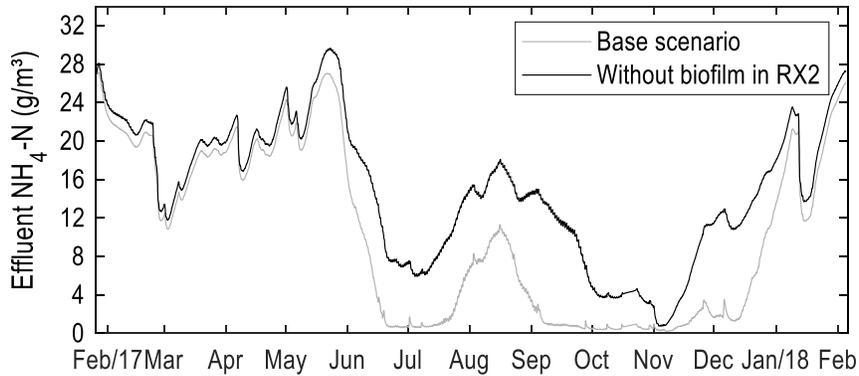


Figure 10.10: Modelled effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ for the scenario excluding RX2 biofilm compared to the model results for the base scenario

10.5.2 Doubling the available biofilm support media surface area in RX2

Figure 10.11 shows the evolution of the autotrophic bacteria concentrations in RX1 and RX2 when doubling the available surface for biofilm growth in RX2 (from 709 m^2 to 1418 m^2). This modification promotes a faster arrival of the first group of autotrophs in RX2, thus resulting in a slightly earlier start of nitrification (Figure 10.12a) compared to the base scenario. Indeed, the maximum nitrification is reached approximately 1 week earlier for the scenario with increased surface area in RX2.

This increase of the available surface area also makes it possible to achieve lower effluent ammonia concentration during the optimal nitrification period. From June 20th to December 14th, excluding the summer nitrification loss episode, the modelled effluent ammonia is, on average, 49.9% lower for the scenario with increased surface area in RX2 compared to the base scenario (0.50 g/m^3 compared to 0.97 g/m^3) (Figure 10.12b).

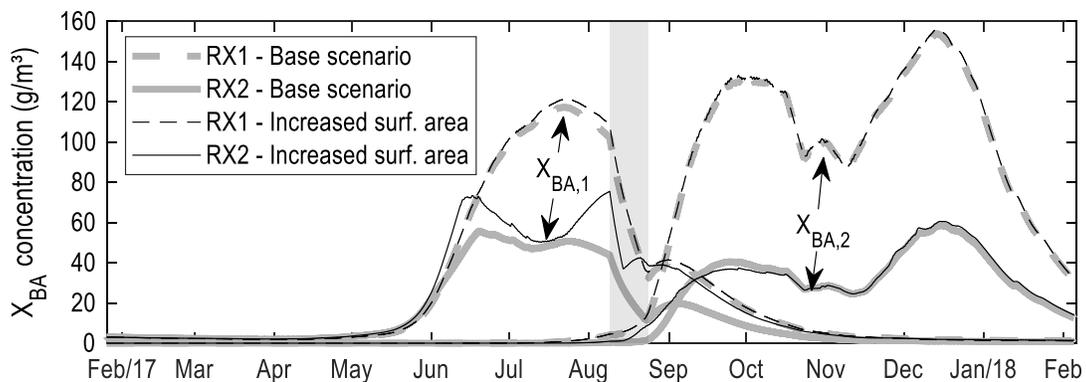


Figure 10.11: Modelled autotrophic bacteria concentrations for the scenario with increased biofilm support area in RX2 compared to the model results for the base scenario

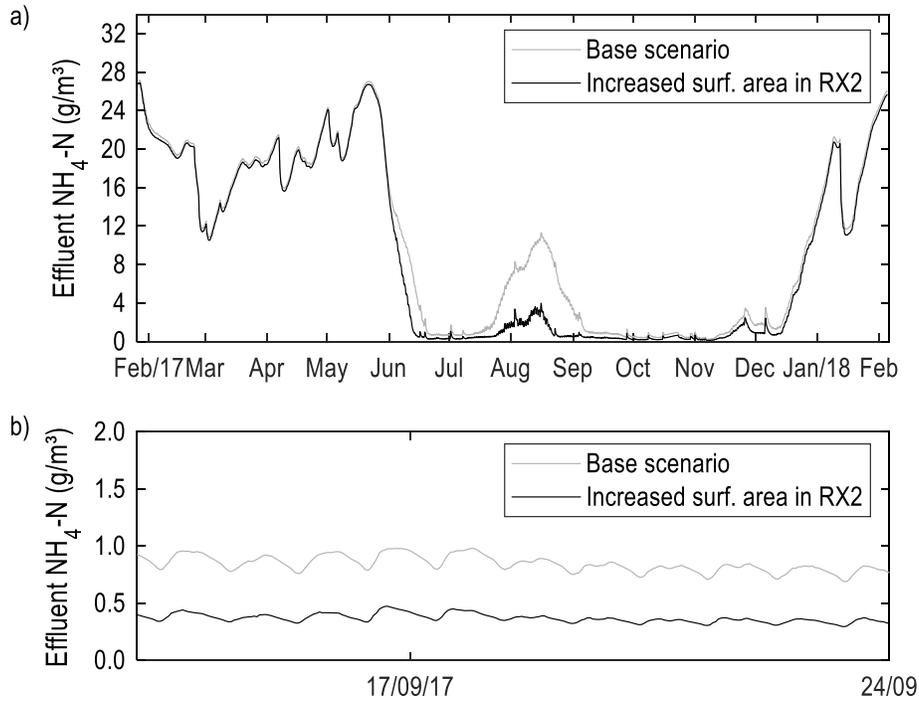


Figure 10.12: Modelled effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ for the scenario with increased biofilm support area in RX2 compared to the model results for the base scenario (whole modelled period in (a) and zoom in September in (b))

Increasing the available biofilm support media surface area in RX2 also makes it possible to minimize the impact of resuspension on nitrification performance. The modification reduces the simulated biofilm thickness increase for RX2 (Figure 10.13), and nitrification can thus remain sufficient to maintain an effluent ammonia concentration below 4 g/m^3 .

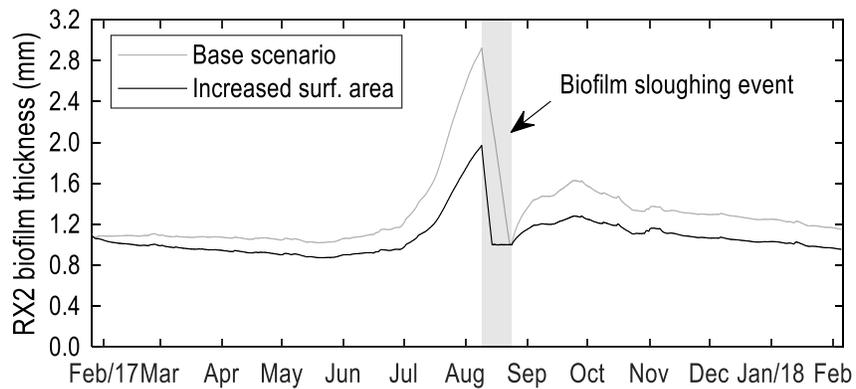


Figure 10.13: Modelled RX2 biofilm thickness for the scenario with increased biofilm support area in RX2 compared to the base scenario

The gains observed when the nitrification period ends at the start of the winter, are minimal. As mentioned earlier, the nitrification performance at low temperature for the second autotrophic bacteria group is limited and in its

actual form, the model does not allow any extension of the nitrification period in December or when temperature drops below 3.5°C and the sigmoidal temperature dependency becomes influential.

Effluent sCOD is also reduced with the increased surface area in RX2. The simulation results considering this scenario show a reduction by 7.0%, on average. In terms of soluble components, according to the model results, this modification could thus be considered to improve effluent quality. Model results (base scenario) as well as measurements show that the studied system, in its current configuration, does not allow complete removal of ammonia nor biodegradable organic material.

Conclusion générale

Le projet de recherche décrit dans cette thèse a permis d'établir une base de connaissances relative à l'utilisation d'une technologie à biofilm pour augmenter la capacité des étangs aérés. Plus spécifiquement, le projet a permis de :

1. Suivre en continu un système pleine échelle pour évaluer les performances de la technologie;
2. Comprendre les interactions entre les différents processus clés s'opérant au sein du système (sédimentation, la digestion anaérobie, la dégradation aérobie de la pollution carbonée, nitrification et dénitrification) pour identifier les principaux défis associés à l'opération de la technologie;
3. Modéliser mathématiquement et de manière intégrée la technologie étudiée afin d'expliquer les variations de performance observées sur une année complète.

Dans un premier temps, un suivi en continu des performances a été réalisé avec succès sur une année complète. Une base de données unique a été récoltée grâce à la mise en place d'une procédure de maintenance des stations de mesure de la qualité de l'eau adaptée à la réalité des petites stations de traitement. Au Québec, cette réalité est celle d'une grande portion des étangs aérés nécessitant une mise à niveau. L'application de cette procédure au cas d'étude a permis de mettre en lumière plusieurs points clés à garder en tête pour minimiser la perte de données et maximiser la qualité des données. Ces points concernent principalement la maintenance des capteurs, qui doit impérativement inclure la cueillette rigoureuse de commentaires et de métadonnées pour enrichir la base de données, la mise en place d'infrastructures permettant de réaliser des opérations de maintenance et de diagnostic des équipements de mesure à distance, la mise en place de moyens de communication efficaces entre les opérateurs et les utilisateurs des données et finalement, l'importance de la maintenance préventive des équipements.

Les données récoltées, et par la suite traitées à l'aide d'outils existants et d'outils développés dans le cadre du projet, entre autres pour combler les lacunes dans les séries de données, ont servi à évaluer les performances de la technologie. L'analyse des performances a principalement été orientée sur les défis identifiés pendant l'opération du système, soit la nitrification et l'enlèvement des MES qui étaient d'ailleurs fortement liés. Les données récoltées ont permis de démontrer que le système étudié permet une nitrification saisonnière (pendant la période estivale) prolongée d'approximativement un mois par rapport à un système de type étang aéré typique, et ce, malgré la forte charge organique appliquée volontairement au système pour simuler une situation de surcharge. La prolongation de la période de nitrification a été observée pendant l'automne, à la fin de la période optimale de nitrification. Un abattement important d'azote ammoniacal a été observé jusqu'à des températures très froides (aux alentours de 4°C) pour ce type de procédé biologique. La nitrification saisonnière

observée sur le système à l'étude se produit dans les conditions où la fraction d'azote non-ionisé – à laquelle est attribuée la toxicité de l'azote ammoniacal – est la plus grande en raison des températures élevées. Cette nitrification saisonnière est donc un atout dans une optique de minimisation de la toxicité de l'effluent d'une station de type étang aéré. Pendant la période de nitrification maximale, une perte momentanée de nitrification a cependant été expérimentée. L'analyse des données a permis de lier cet événement non-désirable à une présence importante de MES dans le système (et à l'effluent) qu'on a cherché à comprendre.

Pour ce faire, dans un deuxième temps, les données de suivi des caractéristiques du biofilm, de l'accumulation et de la digestion anaérobie des sédiments ont permis, combinées aux données du suivi en continu, de mieux comprendre les interactions entre les différents processus s'opérant au sein du système à l'étude. L'hypothèse soulevée pour expliquer l'événement de perte momentanée de nitrification pendant l'été implique un changement des caractéristiques du biofilm causé par une présence accrue de solides dans le système. Cette augmentation de la concentration en matière particulaire dans les réacteurs et à l'effluent du système est attribuée au phénomène de remise en suspension de solides causé, quant à lui, par la production de biogaz (principalement du CH₄) pendant la digestion anaérobie des sédiments. La période active de digestion – observée pendant la période estivale – concorde en effet avec une période d'augmentation des MES à l'effluent et dans le reste du système. Elle mène aussi à une augmentation de l'épaisseur du biofilm dans les réacteurs à cause de l'attachement de ces MES. C'est cette augmentation, causant un manque d'oxygène dans le biofilm, qui est identifiée comme cause potentielle de la perte momentanée de nitrification observé en été. Le retour de la nitrification est quant à lui possible, entre autres, grâce à l'arrêt de la remise en suspension causée par la production de gaz. En effet, un épuisement de la portion biodégradable des sédiments – accumulés pendant la période hivernale – entraîne, combiné à la baisse de la température et, dans le cas du système étudié, à une opération de vidange des sédiments, à un arrêt de la production de biogaz.

Les données récoltées ont donc permis à la fois de quantifier les performances du système sur une année et de fournir des pistes d'explication pour les écarts observés par rapport aux performances optimales du système. Ces pistes d'explications permettent de conclure que la gestion des sédiments s'accumulant au sein d'un système s'apparentant au cas d'étude, soit un système opéré dans des conditions de forte charge (par rapport à un étang aéré typique), est d'une grande importance et devrait faire l'objet d'un suivi rigoureux dans les futurs systèmes, et de recherches plus approfondies.

Dans un dernier temps, le travail de modélisation a permis d'approfondir l'analyse des données récoltées (p. ex. le démarrage et la perte de la nitrification saisonnière) et de tenter de vérifier les explications proposées pour les baisses momentanées de performances (hausse des MES et perte de nitrification estivale). Pour atteindre ces objectifs de modélisation, l'utilisation des modèles simples de biofilm (Rauch et al., 1999) et de digestion

(Lessard & Desjardins, 1994) auxquels quelques modifications ont été apportées (voir le chapitre 9) s'est avérée suffisante.

Une des conclusions du travail de modélisation est que la dynamique de nitrification observée pour le système sur toute une année est complexe; elle ne peut être modélisée à partir d'un seul jeu de paramètres typiques de cinétiques bactériennes pour les bactéries autotrophes et d'une influence typique de la température sur ces dernières. Le modèle développé sur la base d'idées tirées de la littérature (Gujer, 2010; Young et al., 2017), a montré qu'une manière d'expliquer les performances de nitrification observées est de diviser la biomasse autotrophe en deux groupes ayant des paramètres cinétiques distincts. Cette approche, jumelée à une influence de la température modifiée, incluant une baisse importante de l'activité des bactéries autotrophes à basse température (autour de 3,5°C), permet de décrire adéquatement le départ et la fin de la période prolongée de nitrification saisonnière observée sur le système.

L'utilisation du modèle a également permis de montrer qu'il est possible de décrire la hausse des MES dans le système ainsi que l'événement de perte de nitrification en été, en liant l'accumulation et la digestion des sédiments aux propriétés du biofilm. En effet, les résultats de modélisation montrent qu'un attachement important de solides – remis en suspension par la production de biogaz lors de la digestion anaérobie – peut mener à une augmentation de l'épaisseur du biofilm assez importante pour que les performances de nitrification en souffrent. Dans le modèle proposé, l'augmentation des MES est, quant à elle, directement liée au phénomène de remise en suspension. Pour décrire un retour à des performances optimales de nitrification après l'épisode d'augmentation de l'épaisseur du biofilm, une période caractérisée par une baisse importante et soudaine de l'épaisseur du biofilm a dû être incluse dans le modèle. Cette période, soutenue par les données en continu décrivant la dynamique de décrochage du biofilm, peut potentiellement être expliquée par une desquamation augmentée en raison d'une déstabilisation du biofilm lorsqu'il est très épais, ou par la présence de prédateurs (p. ex. des vers). Des prédateurs ont d'ailleurs été observés dans le système lors de l'épisode de perte de nitrification.

Pour ce qui est des émissions de biogaz (CH₄) générées par la digestion anaérobie des sédiments dans le système à l'étude, leur potentiel de réchauffement global est très faible. Pour une année complète, il est du même ordre que celui des émissions de gaz à effet de serre engendrées par l'utilisation d'une voiture pendant une année.

En somme, les systèmes d'étangs aérés à capacité augmentée à l'aide d'une technologie à biofilm doivent être considérées comme un tout complexe, mais résilient, dans lequel des interactions entre ses composants principaux – incluant le biofilm et les sédiments – peuvent avoir une influence importante sur les performances globales du système et sur la qualité de l'effluent qui en résulte. Il est toutefois important de mentionner qu'en

ce qui a trait à l'enlèvement simultané de la matière organique et de l'azote ammoniacal, compte tenu de la forte charge appliquée sur le système (Table 6.2), les performances moyennes de la technologie à l'étude sont définitivement accrues par rapport aux performances attendues pour un étang aéré typique (MELCC, 2010).

La réalisation de ce projet de recherche a répondu à certaines questions, mais en a aussi soulevé plusieurs. Pour avancer dans la compréhension des étangs aérés à capacité augmentée avec biofilm, il serait définitivement intéressant de réaliser des expériences dédiées à l'étude des interactions entre l'évolution des propriétés du biofilm (phénomènes d'attachement et de détachement), les concentrations en solides et les propriétés des solides retrouvés en suspension dans les réacteurs à biofilm. Ces expériences permettraient de vérifier certaines hypothèses concernant ces interactions, qui ont été émises lors de l'exercice de modélisation réalisé dans le cadre de cette thèse. Il serait également intéressant d'évaluer quantitativement l'impact de la présence d'organismes supérieurs sur les propriétés du biofilm et sur les performances de traitement dans un système comme celui étudié.

D'un point de vue pratique, les scénarios modélisés dans le chapitre 10 afin d'évaluer des approches pour augmenter encore plus les performances du système (p. ex., vidange des sédiments à la fin de la période hivernale, amélioration du contrôle de l'épaisseur de biofilm) pourraient être considérés pour la planification d'expériences futures.

Dans un autre ordre d'idées, il serait très pertinent d'approfondir la compréhension de l'influence de la température sur les groupes d'autotrophes retrouvés au sein de systèmes comme celui étudié. Une meilleure compréhension de cette influence pourrait aider à orienter l'optimisation de la technologie. Pour maximiser la durée de la période de nitrification, la réflexion doit peut-être être orientée sur des stratégies de maintien de conditions de température au-delà des conditions critiques (température trop froide) comme celles identifiées dans cette étude ($<4^{\circ}\text{C}$). Cependant, comme cela a été observé au cours de l'étude, les conditions critiques de température ne sont pas nécessairement les mêmes pour le départ et la fin de la période de nitrification. Le contrôle des groupes d'autotrophes présents dans le système au cours de l'année reste donc une question d'intérêt. Il serait approprié d'étudier davantage la composition microbiologique des groupes présents sur le long-terme dans ce type de système ouvert à l'environnement dans le but d'identifier une stratégie de rétention des groupes qui permettent de maximiser la durée de la période de nitrification.

Bibliographie

- Alferes, J., Tik, S., Copp, J., & Vanrolleghem, P. A. (2013). Advanced monitoring of water systems using in situ measurement stations: data validation and fault detection. *Water Science and Technology*, 68(5), 1022-1030. doi:10.2166/wst.2013.302
- Alferes, J., & Vanrolleghem, P. (2016). Efficient automated quality assessment: Dealing with faulty on-line water quality sensors. *AI Communications*, 29(6), 701-709. doi:10.3233/AIC-160713
- Almomani, F. A., Delatolla, R., & Ormezi, B. (2014). Field study of moving bed biofilm reactor technology for post-treatment of wastewater lagoon effluent at 1°C. *Environmental Technology*, 35(13), 1596-1604. doi:10.1080/09593330.2013.874500
- Alvarado, A., Vedantam, S., Goethals, P., & Nopens, I. (2012). A compartmental model to describe hydraulics in a full-scale waste stabilization pond. *Water Research*, 46(2), 521-530. doi:10.1016/j.watres.2011.11.038
- Åmand, L., Olsson, G., & Carlsson, B. (2013). Aeration control – a review. *Water Science and Technology*, 67(11), 2374-2398. doi:10.2166/wst.2013.139
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., & van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, 59(5), 927-934. doi:10.2166/wst.2009.040
- APHA/AWWA/WEF. (1999). *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20e éd.). Washington, DC, USA: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation.
- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755-781. doi:10.1016/j.peccs.2008.06.002
- AXOR. (2010). *Détermination des paramètres biocinétiques pour la conception d'étangs aérés complètement mélangés*. Récupéré depuis https://www.mamh.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/infrastructures/documentation/rapport_etangs_aeres.pdf
- Bachis, G., Maruejols, T., Tik, S., Amerlinck, Y., Melcer, H., Nopens, I., Lessard, P., & Vanrolleghem, P. A. (2015). Modelling and characterization of primary settlers in view of whole plant and resource recovery modelling. *Water Science and Technology*, 72(12), 2251-2261. doi:10.2166/wst.2015.455
- Baillargeon, S. (2013). *Démonstration pleine échelle côte-à-côte de l'intégration d'un support bactérien dans les étangs aérés facultatifs pour la nitrification en eau froide*, Americana, le Salon international des technologies environnementales, 19-21 mars, Montréal, QC, Canada.
- Bartholomew, R. (2002). *The Bio²-Bloc Submerged Attached Growth bioreactor: An Innovative Wastewater Treatment Technology*. Récupéré depuis <http://www.fbctech.com/pa%20dep%20report.htm>
- Bassin, J. P., & Dezotti, M. (2018). Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR). Dans M. Dezotti, G. Lippel, & J. P. Bassin (Eds.), *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment: Emerging, Consolidated Technologies and Introduction to Molecular Techniques* (pp. 37-74). Cham: Springer International Publishing.
- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T. M., Siegrist, H., & Vavilin, V. A. (2002). *Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1)*. London, UK: IWA Publishing.

- Bertrand-Krajewski, J.-L., Chebbo, G., & Saget, A. (1998). Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research*, 32(8), 2341-2356. doi:10.1016/S0043-1354(97)00420-X
- Bionest. (2011). *Installation septique BIONEST ZENITH*. Récupéré depuis <https://www.bionest-tech.com/QC-fr/produit/4/residentiel.html>
- Bollon, J., Filali, A., Fayolle, Y., Guerin, S., Rocher, V., & Gillot, S. (2016). N₂O emissions from full-scale nitrifying biofilters. *Water Research*, 102, 41-51. doi:10.1016/j.watres.2016.05.091
- Borchert, J., Hubbell, S., & Rupp, H. (2011). *Demonstration of IFAS technology for cold temperature nitrification in lagoon WWTFs at Clare and Ludington, Michigan*, Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC2011, 15-19 octobre, Los Angeles, CA, USA.
- Boutet, É. (2016). *Étude de la capacité de dégradation carbonée et de nitrification simultanée d'un média fixe autoportant immergé* (M. Sc.), Université Laval. Récupéré depuis <https://corpus.ulaval.ca/jspui/handle/20.500.11794/28204>
- Boutet, É., Baillargeon, S., Patry, B., & Lessard, P. (2018). Simultaneous organic matter removal and nitrification of an inert self-supporting immersed media to upgrade aerated lagoons. *Water Science and Technology*, 77(1), 51-59. doi:10.2166/wst.2017.511
- Brockett, O. D. (1976). Microbial reactions in facultative oxidation ponds—I. The anaerobic nature of oxidation pond sediments. *Water Research*, 10(1), 45-49. doi:10.1016/0043-1354(76)90156-1
- Broughton, A., & Shilton, A. (2012). Tracer studies on an aerated lagoon. *Water Science and Technology*, 65(4), 611-617. doi:10.2166/wst.2012.906
- Bryant, C. W., & Rich, L. G. (1985). Stabilization of organic carbon and nitrogen in consolidating benthic deposits. *Water Science and Technology*, 17(6-7), 929-940. doi:10.2166/wst.1985.0191
- BVSM. (2016). *Plan directeur de l'eau du bassin versant de la rivière Saint-Maurice*. Récupéré depuis <https://www.bvsm.ca/territoire-et-pde>
- Canada. (2012). *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* (DORS/2012-139). Récupéré depuis <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2012-139/TexteCompleet.html>
- Canada. (2019). *National Inventory Report 1990–2017: Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada: Executive Summary*. Récupéré depuis <http://publications.gc.ca/site/eng/9.816345/publication.html>
- CCME. (2009). *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*. Récupéré depuis https://www.ccme.ca/files/Resourcess/fr_water/fr_mwwe/cda_wide_strategy_mwwe_final_f.pdf
- Cecconi, F., Reifsnnyder, S., Ito, Y., Jimenez, M., Sobhani, R., & Rosso, D. (2019). ISE-ammonium sensors in WRRFs: field assessment of their influencing factors. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5(4), 737-746. doi:10.1039/C8EW00763B
- Chabir, D., El Ouarghi, H., Brostaux, Y., & Vassel, J. L. (2000). Some influences of sediments in aerated lagoons and waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 42(10-11), 237-246. doi:10.2166/wst.2000.0652
- Chang, H. T., Rittmann, B. E., Amar, D., Heim, R., Ehlinger, O., & Lesty, Y. (1991). Biofilm detachment mechanisms in a liquid-fluidized bed. *Biotechnology and Bioengineering*, 38(5), 499-506. doi:10.1002/bit.260380508
- Chiappero, M. (2018). *Low Temperature Anaerobic Digestion of Wastewater Sludge* (M. Sc.), Politecnico di Torino, Italy. Récupéré depuis <https://pdfs.semanticscholar.org/79cf/90503ee5c74fa0bbf36353d9f2dceaa81233.pdf>

- Choi, Y., Johnson, K., Hayes, D., & Xu, H. (2008). Pilot-scale aerated submerged biofilm reactor for organics removal and nitrification at cold temperatures. *Water Environment Research*, 80(4), 292-297.
- CRC Handbook of Chemistry and Physics. (2019). (100e éd.). Boca Raton, FL: CRC Press/Taylor & Francis.
- Daigger, G. T. (2011). A practitioner's perspective on the uses and future developments for wastewater treatment modelling. *Water Science and Technology*, 63(3), 516-526. doi:10.2166/wst.2011.252
- Dartois, J., & Daboval, B. (1999). 25 ans d'assainissement des eaux usées industrielles au Québec : un bilan. Récupéré depuis http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/chapitre1_b.htm#14_paeq
- De Clercq, B., Coen, F., Vanderhaegen, B., & Vanrolleghem, P. A. (1999). Calibrating simple models for mixing and flow propagation in waste water treatment plants. *Water Science and Technology*, 39(4), 61-69. doi:10.2166/wst.1999.0190
- De Mulder, C., Flaming, T., Weijers, S., Amerlinck, Y., & Nopens, I. (2018). An open software package for data reconciliation and gap filling in preparation of water and resource recovery facility modeling. *Environmental Modelling & Software*, 107, 186-198. doi:10.1016/j.envsoft.2018.05.015
- De Schepper, V. C. J., Holvoet, K. M. A., Benedetti, L., Seuntjens, P., & Vanrolleghem, P. A. (2012). Extension of the River Water Quality Model No. 1 with the fate of pesticides. *Journal of Hydroinformatics*, 14(1), 48-64. doi:10.2166/hydro.2011.028
- Décret déclarant que le Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées ne s'applique pas au Québec (DORS/2018-194). (2018). Récupéré depuis <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2018-10-17/html/sor-dors194-fra.html>
- Delatolla, R. (2017). *Biofilm Technologies for Treatment of Water and Wastewater : C-removal MBBR WWTP design* [Présentation PowerPoint]. Ottawa, ON, Canada: Université d'Ottawa, CIVJ 6308/ CVG 6308.
- Delatolla, R., & Babarutsi, S. (2005). Parameters affecting hydraulic behavior of aerated lagoons. *Journal of Environmental Engineering*, 131(10), 1404-1413. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:10(1404)
- Delatolla, R., Tufenkji, N., Comeau, Y., Gadbois, A., Lamarre, D., & Berk, D. (2009). Kinetic analysis of attached growth nitrification in cold climates. *Water Science and Technology*, 60(5), 1173-1184. doi:10.2166/wst.2009.419
- Derlon, N., Peter-Varbanets, M., Scheidegger, A., Pronk, W., & Morgenroth, E. (2012). Predation influences the structure of biofilm developed on ultrafiltration membranes. *Water Research*, 46(10), 3323-3333. doi:10.1016/j.watres.2012.03.031
- Desjardins, B. (1992). *Digestion anaérobie des boues : développement d'un modèle dynamique pour la gestion opérationnelle des usines* (M. Sc.), Université Laval.
- Desjardins, B., & Lessard, P. (1992). Modélisation du procédé de digestion anaérobie. *Sciences et techniques de l'eau*, 25(2), 119-136.
- Desjardins, M.-A., Alibert, B., Christen, M., Nadeau, R., Tessier, R., & Comeau, Y. (2008). Amélioration de la nitrification dans les étangs aérés par bioaugmentation. *Vecteur Environnement*, Novembre, 38-44.
- DHI. (2017). *WEST Models Guide*. Hørsholm, Denmark.
- Dorego, N. C., & Leduc, R. (1996). Characterization of hydraulic flow patterns in facultative aerated lagoons. *Water Science and Technology*, 34(11), 99-106. doi:10.1016/S0273-1223(96)00826-8
- Durako, M. J., Medlyn, R. A., & Moffler, M. D. (1982). Particulate matter resuspension via metabolically produced gas bubbles from benthic estuarine microalgae communities. *Limnology and Oceanography*, 27(4), 752-756. doi:10.4319/lo.1982.27.4.0752

- Eastman, J. A., & Ferguson, J. F. (1981). Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 53(3), 352-366. doi:10.2307/25041085
- ECCC. (2019). *Données historiques*. Récupéré depuis https://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html
- Eckenfelder, W. W., & Ford, D. L. (1970). *Water Pollution Control*. Austin, TX et New York, NY, USA: Jenkins.
- Ekama, G. A., & Wentzel, M. C. (2008a). Nitrogen Removal. Dans M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, & D. Brdjanovic (Eds.), *Biological Wastewater Treatment* (pp. 87-138). London, UK: IWA publishing.
- Ekama, G. A., & Wentzel, M. C. (2008b). Organic Material Removal. Dans M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, & D. Brdjanovic (Eds.), *Biological Wastewater Treatment* (pp. 53-86). London, UK: IWA publishing.
- Elbeshbishy, E., Dhar, B. R., & Nakhla, G. (2015). Assessing the Nonbiodegradable Fraction of the Thickened Waste Activated Sludge. *Water Environment Research*, 87(8), 707-711. doi:10.2175/106143015x14338845156821
- Emerson, K., Russo, R. C., Lund, R. E., & Thurston, R. V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(12), 2379-2383. doi:10.1139/f75-274
- Fall, C., Flores-Alamo, N., Esparza-Soto, M., & Hooijmans, C. M. (2012). Tracer test and hydraulics modeling of a large WWTP. *Water Practice and Technology*, 7(1). doi:10.2166/wpt.2012.013
- FBC Technologies. (2004). *Bio2Bloc®: Floating Attached Growth BioReactor*. Récupéré depuis <http://www.fbctech.com/biobloc.htm>
- Figueroa, L. A., & Silverstein, J. (1992). The effect of particulate organic matter on biofilm nitrification. *Water Environment Research*, 64(5), 728-733.
- Gerardi, M. H. (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons.
- Giard, D., Choiniere, D., Cordeau, S., & Barrington, S. (2013). Biogas generation from in-storage psychrophilic anaerobic digestion. *Environmental Technology*, 34(8), 1007-1015. doi:10.1080/09593330.2012.733416
- Gillot, S., & Vanrolleghem, P. A. (2003). Equilibrium temperature in aerated basins—comparison of two prediction models. *Water Research*, 37(15), 3742-3748. doi:10.1016/S0043-1354(03)00263-X
- Grady, C. P. L., Diagger, G. T., Love, N. G., & Filipe, C. D. M. (2011). *Biological Wastewater Treatment* (3e éd.). London, UK et Boca Raton, FL, USA: IWA Publishing et CRC Press.
- Gujer, W. (2008). *Systems Analysis for Water Technology*. Berlin: Springer.
- Gujer, W. (2010). Nitrification and me – A subjective review. *Water Research*, 44(1), 1-19. doi:10.1016/j.watres.2009.08.038
- Gujer, W., & Wanner, O. (1990). Modeling Mixed Population Biofilms. Dans W. G. Characklis & K. C. Marshall (Eds.), *Biofilms*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley and Sons, Inc.
- Hem, L. J., Rusten, B., & Ødegaard, H. (1994). Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, 28(6), 1425-1433. doi:10.1016/0043-1354(94)90310-7
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., & van Loosdrecht, M. C. M. (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3*. London, UK: IWA Publishing.

- Hoang, V., Delatolla, R., Abujamel, T., Mottawea, W., Gadbois, A., Laflamme, E., & Stintzi, A. (2014). Nitrifying moving bed biofilm reactor (MBBR) biofilm and biomass response to long term exposure to 1 °C. *Water Research*, 49(0), 215-224. doi:10.1016/j.watres.2013.11.018
- Horn, H., & Hempel, D. C. (1997). Growth and decay in an auto-/heterotrophic biofilm. *Water Research*, 31(9), 2243-2252. doi:10.1016/S0043-1354(97)00081-X
- Horn, H., & Lackner, S. (2014). Modeling of Biofilm Systems: A Review. Dans K. Muffler & R. Ulber (Eds.), *Productive Biofilms* (pp. 53-76). Berlin, Allemagne: Springer.
- Hosetti, B., & Frost, S. (1998). A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28(2), 193-218. doi:10.1080/10643389891254205
- Houweling, D., Chazarenc, F., Leduc, R., & Comeau, Y. (2007a). Effect of baffles on nitrification in aerated facultative lagoons in a cold climate. *Water Science and Technology*, 55(11), 73-79. doi:10.2166/wst.2007.345
- Houweling, D., Kharoune, L., Escalas, A., & Comeau, Y. (2005). Modeling ammonia removal in aerated facultative lagoons. *Water Science and Technology*, 51(12), 139-142. doi:10.2166/wst.2005.0448
- Houweling, D., Kharoune, L., Escalas, A., & Comeau, Y. (2008). Dynamic modelling of nitrification in an aerated facultative lagoon. *Water Research*, 42(1-2), 424-432. doi:10.1016/j.watres.2007.07.034
- Houweling, D., Monette, F., Millette, L., & Comeau, Y. (2007b). Modelling nitrification of a lagoon effluent in moving-bed biofilm reactors. *Water Quality Research Journal of Canada*, 42(4), 284-294. doi:10.2166/wqrj.2007.030
- Hubbell, S., Pehrson, R., & Flournoy, W. (2006). *Webitat advanced IFAS system addresses common fixed media concerns*, Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC2006, 21-25 octobre, Dallas, TX, USA.
- Hurse, T. J., & Connor, M. A. (1999). Nitrogen removal from wastewater treatment lagoons. *Water Science and Technology*, 39(6), 191-198. doi:10.2166/wst.1999.0296
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Récupéré depuis <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- ISQ. (2019). *Le Québec chiffres en main*. Récupéré depuis <https://www.stat.gouv.qc.ca/quebec-chiffre-main/qcmfr.htm>
- IWA SWWS. (2019). *16th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems: Conference Flyer*. Récupéré depuis https://d9b45cad-edc2-4eef-8869-1da9e42ba884.filesusr.com/ugd/c5348b_4bc1650590c64508ab32d24baa34098f.pdf
- Iwema, A., Carre, J., & 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. doi:10.2166/wst.1987.0140
- Jupsin, H., & Vasel, J. L. (2007). Modelisation of the contribution of sediments in the treatment process case of aerated lagoons. *Water Science and Technology*, 55(11), 21-27. doi:10.2166/wst.2007.341
- Karizmeh, M. S., Delatolla, R., & Narbaitz, R. M. (2014). Investigation of settleability of biologically produced solids and biofilm morphology in moving bed bioreactors (MBBRs). *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 37(9), 1839-1848. doi:10.1007/s00449-014-1158-9

- Keffala, C., Harerimana, C., & Vassel, J.-I. (2013). A review of the sustainable value and disposal techniques, wastewater stabilisation ponds sludge characteristics and accumulation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(1), 45-58. doi:10.1007/s10661-012-2532-1
- King, S., Courvoisier, P., Guiot, S., & Barrington, S. (2012). In-storage psychrophilic anaerobic digestion: acclimated microbial kinetics. *Environmental Technology*, 33(15), 1763-1772. doi:10.1080/09593330.2011.644867
- Klein, T., Zihlmann, D., Derlon, N., Isaacson, C., Szivak, I., Weissbrodt, D. G., & Pronk, W. (2016). Biological control of biofilms on membranes by metazoans. *Water Research*, 88, 20-29. doi:10.1016/j.watres.2015.09.050
- Kythreotou, N., Florides, G., & Tassou, S. A. (2014). A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. *Renewable Energy*, 71, 701-714. doi:10.1016/j.renene.2014.05.055
- Lafond, R. (2009). A compact and efficient technology for upgrade of Canadian municipal aerated lagoons. *INFLUENTS: official publication of the environment association of Ontario*, Summer, 46-47.
- Lastein, E. (1976). Recent sedimentation and resuspension of organic matter in eutrophic Lake Esrom, Denmark. *Oikos*, 27(1), 44-49. doi:10.2307/3543430
- Ledergerber, J. M., Maruéjols, T., & Vanrolleghem, P. A. (2019). Optimal experimental design for calibration of a new sewer water quality model. *Journal of Hydrology*, 574, 1020-1028. doi:10.1016/j.jhydrol.2019.05.004
- Lessard, P., & Beck, M. B. (1988). Dynamic modeling of primary sedimentation. *Journal of Environmental Engineering*, 114(4), 753-769. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(1988)114:4(753)
- Lessard, P., & Desjardins, B. (1994). *Dynamic modelling of a municipal anaerobic digester: a case study*, Proceedings of the Eighth Forum for Applied Biotechnology, 28-30 septembre, Gent, Belgium.
- Levenspiel, O. (1972). *Chemical Reaction Engineering*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley and Sons, Inc.
- Lofrano, G., & Brown, J. (2010). Wastewater management through the ages: A history of mankind. *Science of the Total Environment*, 408(22), 5254-5264. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.07.062
- MAMOT. (2010). *Guide pratique de mesure des boues dans les étangs d'épuration*. Récupéré depuis <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs1988851>
- MAMOT. (2014). *Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2013*. Récupéré depuis <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/omaeu-mamot/2013.pdf>
- Mara, D. (2009). Waste stabilization ponds: Past, present and future. *Desalination and Water Treatment*, 4(1-3), 85-88. doi:10.5004/dwt.2009.359
- Marin, M. (1986). *Accumulation de boues dans les étangs aérés facultatifs au Québec* (M. Env.), Université de Sherbrooke.
- Maruéjols, T., Lessard, P., & Vanrolleghem, P. A. (2015). *A particle settling velocity-based integrated model for dry and wet weather wastewater quality modeling*, WEF Collection Systems Conference, 20-22 avril, Cincinnati, OH, USA.
- Mattson, R. R., Wildman, M., & Just, C. (2018). Submerged attached-growth reactors as lagoon retrofits for cold-weather ammonia removal: performance and sizing. *Water Science and Technology*, 78(8), 1625-1632. doi:10.2166/wst.2018.399
- McCall, C., Gallimore, E., Giese, T., Schuller, S., Allen, K., & Leach, D. (2013). *Soggy in Snohomish - Biofilm Media Improves Wet-Weather Lagoon Nitrification*, Proceedings of the Water Environment Federation.

- MELCC. (2010). *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique : Chapitre 6 : Le lagunage*. Récupéré depuis <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/index.htm>
- MELCC. (2011). *Démarche d'autorisation des projets comportant le rejet d'une forte charge d'azote ammoniacal dans des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (OMAE)*. Récupéré depuis http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/NH4_OMAE.pdf
- MELCC. (2017). *Fiche d'information technique : Chaîne de traitement KAMAK^{MC} avec réacteur biologique à culture fixée (FTEU-BST-PRCF-01EV)*. Récupéré depuis http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/usees/fiches/FTEU-BST-PRCF-01EV_JC.pdf
- MELCC. (2018). *Fiche d'information technique : Équipement de procédé : Submerged Attached Growth Reactor SAGR^{MC} (FTEU-NXM-EQCF-01VA)*. Récupéré depuis <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/usees/fiches/FTEU-NXM-EQCF-01VA.pdf>
- MELCC. (2019a). *Données climatiques : Observations quotidiennes*. Récupéré depuis <http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/donnees/OQcarte.asp>
- MELCC. (2019b). *Guide pour l'établissement des normes de rejet à une station d'épuration*. Récupéré depuis <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/art32/Etablissement-normes-rejet-station-epuration.pdf>
- MELCC. (2020a). *Atlas des pressions sur le milieu aquatique*. Récupéré depuis http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/atlas_pression/municipale/stations_epuration.asp
- MELCC. (2020b). *Fiche d'information : Toxicité aiguë des effluents municipaux : relation entre les concentrations en azote ammoniacal et la toxicité des effluents municipaux pour la truite*. Récupéré depuis <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/fiche-toxicite-aigue-effluent-municipaux.pdf>
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4e éd.). Boston, MA, USA: McGraw-Hill.
- Montgomery, D. C. (2009). *Introduction to Statistical Quality Control*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley and Sons, Inc.
- Morgenroth, E. (2003). Detachment: an often-overlooked phenomenon in biofilm research and modeling. Dans S. Wuertz, P. Bishop, & P. Wilderer (Eds.), *Biofilms in Wastewater Treatment: An Interdisciplinary Approach* (pp. 264-290). London, UK: IWA Publishing.
- Morgenroth, E. (2008). Modelling Biofilms. Dans M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, & D. Brdjanovic (Eds.), *Biological Wastewater Treatment* (pp. 457-492). London, UK: IWA publishing.
- Morgenroth, E., & Wilderer, P. A. (1999). Controlled biomass removal - the key parameter to achieve enhanced biological phosphorus removal in biofilm systems. *Water Science and Technology*, 39(7), 33-40. doi:10.2166/wst.1999.0321
- Mourad, M., & Bertrand-Krajewski, J.-L. (2002). A method for automatic validation of long time series of data in urban hydrology. *Water Science & Technology*, 45, 263-270. doi:10.2166/wst.2002.0601
- Namèche, T., Chabir, D., & Vasel, J. L. (1997). Characterization of sediments in aerated lagoons and waste stabilization ponds. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 68(2), 257-279. doi:10.1080/03067319708030494
- Nameche, T., & Vasel, J. L. (1998). Hydrodynamic studies and modelization for aerated lagoons and waste stabilization ponds. *Water Research*, 32(10), 3039-3045. doi:10.1016/S0043-1354(98)00091-8

- Narasiah, K. S., Marin, M., & Shoiry, J. (1990). Sludge accumulation in aerated facultative lagoons operating in colder climate. *Water Science and Technology*, 22(3-4), 77-82. doi:10.2166/wst.1990.0186
- NEXOM. (2018). *SAGR: Full Nitrification at <1°C*. Récupéré depuis <https://nexom.com/sagr>
- Ødegaard, H. (2000). Advanced compact wastewater treatment based on coagulation and moving bed biofilm processes. *Water Science and Technology*, 42(12), 33-48. doi:10.2166/wst.2000.0235
- Ødegaard, H. (2006). Innovations in wastewater treatment: –the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, 53(9), 17-33. doi:10.2166/wst.2006.284
- Olsson, G., & Stephenson, J. P. (1985). The propagation of hydraulic disturbances and flow rate reconstruction in activated sludge plants. *Environmental Technology Letters*, 6(12), 536-545. doi:10.1080/09593338509384374
- Ouldali, S., Leduc, R., & Nguyen, V.-T. (1989). Uncertainty modeling of facultative aerated lagoon systems. *Water Research*, 23(4), 451-459. doi:10.1016/0043-1354(89)90136-X
- Paing, J., Picot, B., Sambuco, J. P., & Rambaud, A. (2000). Sludge accumulation and methanogenic activity in an anaerobic lagoon. *Water Science and Technology*, 42(10-11), 247-255. doi:10.2166/wst.2000.0654
- Patry, B. (2016). *Étude de la séparation solide-liquide de l'effluent d'un réacteur biologique à culture fixée* (M. Sc.), Université Laval. Récupéré depuis <http://hdl.handle.net/20.500.11794/27429>
- Patry, B., Boutet, É., Baillargeon, S., & Lessard, P. (2018). Solid-liquid separation of an effluent produced by a fixed media biofilm reactor. *Water Science and Technology*, 77(3), 589-596. doi:10.2166/wst.2017.575
- Pavlostathis, S. G., & Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(5-6), 411-490. doi:10.1080/10643389109388424
- Payette, Y. (2018). *Mesure d'accumulation de boues dans les étangs aérés à parois verticales de la municipalité de Grandes-Piles*. [Rapport préparé pour le compte de Bionest Technologies inc.].
- Philippe, R. (2019). *Outils automatiques d'évaluation de la qualité des données pour le suivi en continu de la qualité des eaux usées* (M. Sc.), Université Laval. Récupéré depuis <https://corpus.ulaval.ca/jspui/handle/20.500.11794/37160>
- Picot, B., Sambuco, J. P., Brouillet, J. L., & 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. doi:10.2166/wst.2005.0469
- Plana, Q. (2015). *Automated data collection and management at enhanced lagoons for wastewater treatment* (M. Sc.), Université Laval, Québec, QC, Canada.
- Plana, Q., Alferes, J., Fuks, K., Kraft, T., Maruéjols, T., Torfs, E., & Vanrolleghem, P. A. (2018). Towards a water quality database for raw and validated data with emphasis on structured metadata. *Water Quality Research Journal*, 54(1), 1-9. doi:10.2166/wqrj.2018.013
- Plosz, B., Nopens, I., Rieger, L., Griborio, A., Clercq, J., Vanrolleghem, P., Daigger, G., Takács, I., Wicks, J., & Ekama, G. (2012). *A critical review of clarifier modelling: State-of-the-art and engineering practices*, WWTmod 2012, 26-28 février, Mont-Sainte-Anne, QC, Canada.
- Porro, J., Kampschreur, M. J., Pijuan, M., Volcke, E. I. P., Daelman, M., Guo, L., Nopens, I., Vanrolleghem, P. A., Yuan, Z., Chandran, K., & Murthy, S. (2014). *Measuring nitrous oxide emissions from biological wastewater treatment, art or science?*, IWA Specialist conference on Global Challenges: Sustainable Wastewater Treatment and Resource Recovery, 26 au 30 octobre, Kathmandu, Nepal.

- Pougatch, K., Salcudean, M., Gartshore, I., & Pagoria, P. (2007). Computational modelling of large aerated lagoon hydraulics. *Water Research*, 41(10), 2109-2116. doi:10.1016/j.watres.2007.02.019
- Poulin, G. (2009). Implantation d'un procédé innovant scandinave. *Vecteur Environnement*, Septembre, 40-41.
- Proulx, C. (2013). *Critères de conception d'un étang aéré recevant une charge accrue en matières particulaires biodégradables* (M. Sc.), École Polytechnique de Montréal. Récupéré depuis <https://publications.polymtl.ca/1186/>
- Québec. (2015). *Infrastructures municipales*, Banque de données des statistiques officielles sur le Québec. Récupéré depuis http://www.bdso.gouv.qc.ca/pls/ken/Ken2122_Navig_Niv_2.Page_Niv2?p_iden_tran=REPER2WWC OC42-33184583202S%601ud&p_id_ss_domn=1039
- Québec. (2016). Q-2, r. 34.1 - *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées*. Récupéré depuis <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2.%20r.%2034.1>
- Rauch, W., Vanhooren, H., & Vanrolleghem, P. A. (1999). A simplified mixed-culture biofilm model. *Water Research*, 33(9), 2148-2162. doi:10.1016/S0043-1354(98)00415-1
- RESAEU. (2012). *Gazette du Canada, Partie II, 29 juin, Vol. 146, No. 15* (DORS/2012-139). Récupéré depuis <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2012/2012-07-18/html/sor-dors139-fra.html>
- Rich, L. G. (1999). *High Performance Aerated Lagoon Systems*. Annapolis, MD, USA: American Academy of Environmental Engineers.
- Ridyard, G. (2020). *Comportement et caractérisation des boues d'une filière de traitement des eaux usées municipales* (mémoire de M. Sc. en préparation), Université Laval.
- Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takacs, I., & Winkler, S. (2012). *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. London, UK: IWA Publishing.
- Rieger, L., Takacs, I., Villez, K., Siegrist, H., Lessard, P., Vanrolleghem, P. A., & Comeau, Y. (2010). Data reconciliation for wastewater treatment plant simulation studies-planning for high-quality data and typical sources of errors. *Water Environment Research*, 82(5), 426-433. doi:10.2175/106143009x12529484815511
- Rieger, L., & Vanrolleghem, P. A. (2008). monEAU: a platform for water quality monitoring networks. *Water Science and Technology*, 57(7), 1079-1086. doi:10.2166/wst.2008.135
- Rittmann, B. E., Boltz, J. P., Brockmann, D., Daigger, G. T., Morgenroth, E., Sørensen, K. H., Takács, I., van Loosdrecht, M., & Vanrolleghem, P. A. (2018). A framework for good biofilm reactor modeling practice (GBRMP). *Water Science and Technology*. doi:10.2166/wst.2018.021
- Rittmann, B. E., Stilwell, D., & Ohashi, A. (2002). The transient-state, multiple-species biofilm model for biofiltration processes. *Water Research*, 36(9), 2342-2356. doi:10.1016/s0043-1354(01)00441-9
- Roeleveld, P. J., & van Loosdrecht, M. C. M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science and Technology*, 45(6), 77-87. doi:10.2166/wst.2002.0095
- ROMAEU. (2013). *Légis Québec* (Q-2, r. 34.1). Récupéré depuis <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2.%20r.%2034.1>
- Roy, D., McEvoy, J., Blonigen, M., Amundson, M., & Khan, E. (2017). Seasonal variation and ex-situ nitrification activity of ammonia oxidizing archaea in biofilm based wastewater treatment processes. *Bioresource Technology*, 244, 850-859. doi:10.1016/j.biortech.2017.08.060
- Rusten, B., Hem, L. J., & Ødegaard, H. (1995). Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors. *Water Environment Research*, 67(1), 75-86. doi:10.2175/106143095x131213

- Sah, L., Rousseau, D. P. L., & Hooijmans, C. M. (2012). Numerical modelling of waste stabilization ponds: Where do we stand? *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(6), 3155-3171. doi:10.1007/s11270-012-1098-4
- Sander, R. (2015). Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(8), 4399-4981. doi:10.5194/acp-15-4399-2015
- Särner, E., & Marklund, S. (1985). Influence of particulate organics on the removal of dissolved organics in fixed-film biological reactors. *Water Science and Technology*, 17(2-3), 15-26. doi:10.2166/wst.1985.0116
- Schneider, M. Y., Carbajal, J. P., Furrer, V., Sterkele, B., Maurer, M., & Villez, K. (2019). Beyond signal quality: The value of unmaintained pH, dissolved oxygen, and oxidation-reduction potential sensors for remote performance monitoring of on-site sequencing batch reactors. *Water Research*, 161, 639-651. doi:10.1016/j.watres.2019.06.007
- Schneiter, R. W., Middlebrooks, E. J., Sletten, R. S., & Reed, S. C. (1984). *Accumulation, characterization, and stabilization of sludges for cold regions lagoons* (Special report 84-8). Récupéré depuis <https://hdl.handle.net/11681/11902>
- Shammas, N. K. (1986). Interactions of temperature, pH and biomass on the nitrification process. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 58(1), 52-59. doi:10.2307/25042841
- Sharma, R., & Gupta, S. K. (2004). Influence of chemical oxygen demand/total kjeldahl nitrogen ratio and sludge age on nitrification of nitrogenous wastewater. *Water Environment Research*, 76(2), 155-161. doi:10.2175/106143004X141681
- Siegrist, H., Vogt, D., Garcia-Heras, J. L., & Gujer, W. (2002). Mathematical model for meso- and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion. *Environmental Science and Technology*, 36(5), 1113-1123. doi:10.1021/es010139p
- Singh, K., Worley, J., & Risse, M. (2007). *Sludge Measurement Using Global Positioning System (GPS) Enabled Sonar Equipped Airboat in a Lagoon*, International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture, 16-19 septembre, Broomfield, CO, USA.
- Smyth, K., Vendramelli, R., Dankewich, D., & Yuan, Q. (2018). Seasonal variations in cold climate nutrient removal: A comparison of facultative and aerated lagoons. *Journal of Environmental Management*, 214, 224-231. doi:10.1016/j.jenvman.2018.02.098
- Spanjers, H., & Vanrolleghem, P. A. (2016). Chapter 3: Respirometry. Dans M. C. M. van Loosdrecht, P. H. Nielsen, C. M. Lopez-Vazquez, & D. Brdjanovic (Eds.), *Experimental Methods in Wastewater Treatment* (Vol. 15, pp. 133-176): IWA Publishing, London, UK.
- Statistiques Canada. (2017). *Grandes-Piles, VL [Subdivision de recensement], Québec et Québec [Province] (tableau). Profil du recensement, Recensement de 2016, produit n° 98-316-X2016001 au catalogue de Statistique Canada. Ottawa. Diffusé le 29 novembre 2017.* Récupéré depuis <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=E>
- Statistiques Canada. (2018). *Enquête sur les infrastructures publiques essentielles du Canada : actifs relatifs aux eaux usées et actifs relatifs aux déchets solides, 2016* (14 novembre 2018, produit no. 11-001-X au catalogue de Statistique Canada). Récupéré depuis <https://www150.statcan.gc.ca/n1/fr/daily-quotidien/181114/dq181114b-fra.pdf?st=GVTccxQ7>
- Tai, D. Y., & Rathbun, R. E. (1988). Photolysts of rhodamine-WT dye. *Chemosphere*, 17(3), 559-573. doi:10.1016/0045-6535(88)90031-8

- Thomann, M., Rieger, L., Frommhold, S., Siegrist, H., & Gujer, W. (2002). An efficient monitoring concept with control charts for on-line sensors. *Water Science and Technology*, 46(4-5), 107-116. doi:10.2166/wst.2002.0563
- Toprak, H. k. (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. doi:10.1016/0043-1354(94)00251-2
- Turner Designs. (2002). *TD-700 Laboratory Fluorometer : Operating Manual*. Récupéré depuis <http://docs.turnerdesigns.com/t2/doc/manuals/7000-998.pdf>
- USEPA. (2011). *Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers* (EPA/600/R-11/088). Récupéré depuis <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/lagoon-pond-treatment-2011.pdf>
- USEPA. (2018). *Greenhouse Gas Emissions from a Typical Passenger Vehicle* (EPA-420-F-18-008). Récupéré depuis <https://www.epa.gov/greenvehicles/greenhouse-gas-emissions-typical-passenger-vehicle>
- Vanhooren, H., Meirlaen, J., Amerlinck, Y., Claeys, F., Vangheluwe, H., & Vanrolleghem, P. A. (2003). WEST: Modelling biological wastewater treatment. *Journal of Hydroinformatics*, 5(1), 27-50.
- Vanrolleghem, P. A., Insel, G., Petersen, B., Sin, G., De Pauw, D., Nopens, I., Dovermann, H., Weijers, S., & Gernaey, K. (2003). A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models. *Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC2003*, 210-237.
- Verbanck, M. (1995). *Variabilité des charges solides en suspension à l'exutoire des réseaux de collecte*, Journée d'étude CB-IAWQ, 31 mai 1995, Liège.
- Vieira, M. J., Melo, L. F., & Pinheiro, M. M. (1993). Biofilm formation: Hydrodynamic effects on internal diffusion and structure. *Biofouling*, 7(1), 67-80. doi:10.1080/08927019309386244
- Wang, J., Jin, P., Bishop, P. L., & Li, F. (2012). Upgrade of three municipal wastewater treatment lagoons using a high surface area media. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 6(2), 288-293. doi:10.1007/s11783-011-0280-z
- Wang, Q., & Zhang, T. (2010). Review of mathematical models for biofilms. *Solid State Communications*, 150(21-22), 1009-1022. doi:10.1016/j.ssc.2010.01.021
- Wanner, O., Eberl, H., Morgenroth, E., Noguera, D., Picioreanu, C., Rittmann, B., & van Loosdrecht, M. C. M. (2006). *Mathematical modelling of biofilms*. London, UK: IWA Publishing.
- Wanner, O., & Gujer, W. (1986). A multispecies biofilm model. *Biotechnology and Bioengineering*, 28(3), 314-328. doi:10.1002/bit.260280304
- WEF. (2010). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants* (Vol. 2). Boston, MA, USA: McGraw-Hill.
- WEF. (2018). *Cost-Effective Nutrient Removal Options for Small Systems* [Webcast]. Récupéré depuis <https://www.wef.org/globalassets/assets-wef/3---resources/online-education/webcasts/presentation-handouts/handouts-11-8-18.pdf>
- Whitman, W. B., Bowen, T. L., & Boone, D. R. (2014). The Methanogenic Bacteria. Dans E. Rosenberg, E. F. DeLong, S. Lory, E. Stackebrandt, & F. Thompson (Eds.), *The Prokaryotes: Other Major Lineages of Bacteria and The Archaea* (pp. 123-163). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Young, B. (2017). *Nitrifying MBBR Performance Optimization in Temperate Climates Through Understanding Biofilm Morphology and Microbiome* (Ph. D.), University of Ottawa. Récupéré depuis <https://ruor.uottawa.ca/handle/10393/36001>

- Young, B., Delatolla, R., Kennedy, K., Laflamme, E., & Stintzi, A. (2017). Low temperature MBBR nitrification: Microbiome analysis. *Water Research*, *111*, 224-233. doi:10.1016/j.watres.2016.12.050
- Young, B., Delatolla, R., Ren, B., Kennedy, K., Laflamme, E., & Stintzi, A. (2016). Pilot-scale tertiary MBBR nitrification at 1°C: Characterization of ammonia removal rate, solids settleability and biofilm characteristics. *Environmental Technology*, *37*(16), 2124-2132. doi:10.1080/09593330.2016.1143037
- Yuan, Z., Olsson, G., Cardell-Oliver, R., van Schagen, K., Marchi, A., Deletic, A., Urich, C., Rauch, W., Liu, Y., & Jiang, G. (2019). Sweating the assets – The role of instrumentation, control and automation in urban water systems. *Water Research*, *155*, 381-402. doi:10.1016/j.watres.2019.02.034

Annexe A : Traitement des données de débit

La station de Grandes-Piles est alimentée par une station de pompage qui collecte toutes les eaux usées de la municipalité et les remonte via une conduite d'amenée. Le débit entre donc à la station par séquences de pompage. La Figure A.1 montre le signal brut de débit (courbe grise) mesuré à l'aide d'un débitmètre électromagnétique MagFlux 7200 de MJK (Birkerød, Denmark). Lorsque le pompage est activé, le débit mesuré est de l'ordre de 300 ou 350 m³/d. Entre les séquences de pompage, le débit est nul.

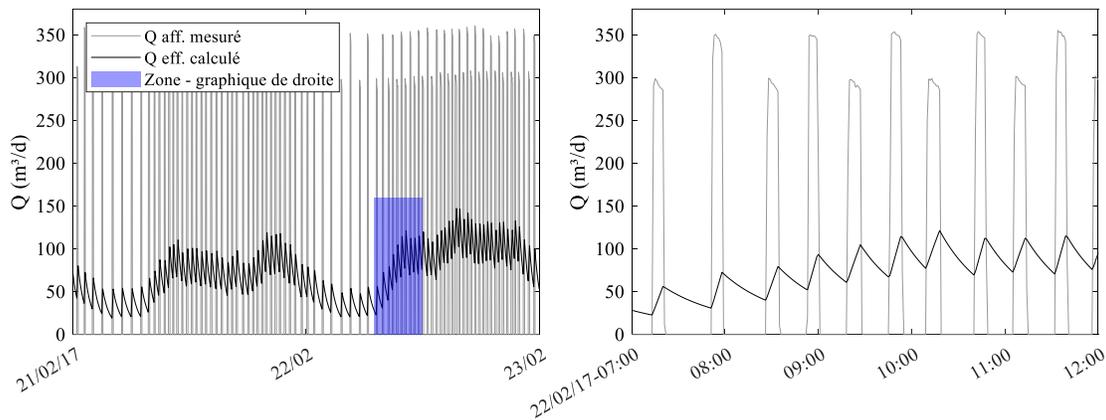


Figure A.1 : Débits (Q) d'affluent mesurés et débits d'effluent calculés en considérant le déversoir circulaire à la sortie des étangs

Pour décrire de manière exacte la réponse du système à l'étude (EAF incluant le KAMAK^{MC}) aux séquences de pompage, un modèle hydraulique complexe à volume variable (De Clercq et al., 1999; Olsson & Stephenson, 1985) devrait être utilisé. En effet, le débit entrant à la station est tamponné au sein des bassins dont la sortie consiste en un déversoir circulaire d'un diamètre de 0,203 m. Ce tamponnage fait en sorte que la hauteur d'eau varie dans le système et que le débit à la sortie n'est pas égal au débit entrant. En vue de simplifier la modélisation de l'hydraulique en utilisant des bassins à volumes fixes en série, les hypothèses suivantes ont été considérées :

- Les débits entrant et sortant du système sont égaux;
- Le débit traversant le système est gouverné par le déversoir circulaire à la sortie;
- Les pressions sur le radier du déversoir sont négligeables et, par conséquent, le coefficient de débit du déversoir est égal à 0,494;
- La masse volumique de l'eau est constante.

Étant donné l'absence de données de débit à la sortie du système, ces hypothèses ont été considérées pour traiter le signal brut de débit (séquences de pompage) afin d'obtenir des débits calculés pouvant être utilisés directement dans un modèle simplifié composé d'une série de bassins complètement mélangés à volumes fixes.

Au lieu de calculer la variation du volume et la propagation du débit dans le système, une transformation des débits d'entrée est réalisée pour qu'ils prennent, dans le modèle simplifié, les mêmes valeurs que les débits anticipés en sortie (déversoir circulaire). Le calcul est réalisé comme suit, à l'aide d'un bilan sur le volume d'eau au-dessus du déversoir :

$$\frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q_{out} \quad \text{Équation A.1}$$

avec
$$Q_{out} = C_d b \sqrt{2g} H^{3/2} \quad \text{Équation A.2}$$

où
$$H = V/A \quad \text{Équation A.3}$$

Dans les équations, t est le temps (s), V est le volume d'eau au-dessus du déversoir (m^3), Q_{in} est le débit entrant mesuré (m^3/s), Q_{out} est le débit sortant calculé (m^3/s), C_d est le coefficient de débit (0,494), b est la circonférence du déversoir circulaire (0,638 m), g est l'accélération gravitationnelle ($9,81 m/s^2$), H est la hauteur au-dessus du déversoir (m) et A est la surface du bassin ($452 m^2$).

Les débits sortants calculés sont présentés à la Figure A.1 (courbe noire). Comme on peut le constater, le calcul permet de faire ressortir le patron journalier de débit. Ce dernier s'apparente à un patron typique pour un réseau collectant des eaux usées domestiques (Metcalf & Eddy, 2003). La Figure A.1 montre que le traitement des débits ne permet pas d'obtenir un signal lisse. Chaque séquence de pompage se traduit par une augmentation de la hauteur d'eau au-dessus du déversoir, et du même coup, du débit calculé. Lorsque le débit est nul, cette hauteur ainsi que le débit diminuent.

Dans le but de simplifier le calcul du débit tamponné et de réduire davantage l'effet des séquences de pompage, un traitement consistant en une série d'itérations (2) de moyennes mobiles a été appliqué sur les débits mesurés et comparé aux résultats obtenus avec la méthode considérant le déversoir. Comme c'est possible de le constater sur la Figure A.2, ce traitement permet d'obtenir un signal lisse (courbes orangée et verte) qui s'apparente aux débits calculés en considérant le déversoir. Ce traitement a été retenu pour générer des débits afin de réaliser des calculs de charges, générer des fichiers d'entrée pour la modélisation ou faire toute autre analyse impliquant des données de débits. Le choix de la largeur de fenêtre utilisé pour le calcul de moyenne mobile a été fait de manière à minimiser la largeur tout en éliminant de manière suffisante (évalué graphiquement) les variations induites par les séquences. Une fenêtre de 60 minutes a été retenue pour le système à l'étude (courbe orangée sur le Figure A.2). La Figure A.2 permet de constater la différence entre un calcul de moyenne sur la largeur choisie (60 minutes) et une fenêtre de 15 minutes qui a été jugée trop courte. Dans les deux cas, la deuxième itération de moyenne mobile a été effectuée en considérant une fenêtre plus large de 120 minutes.

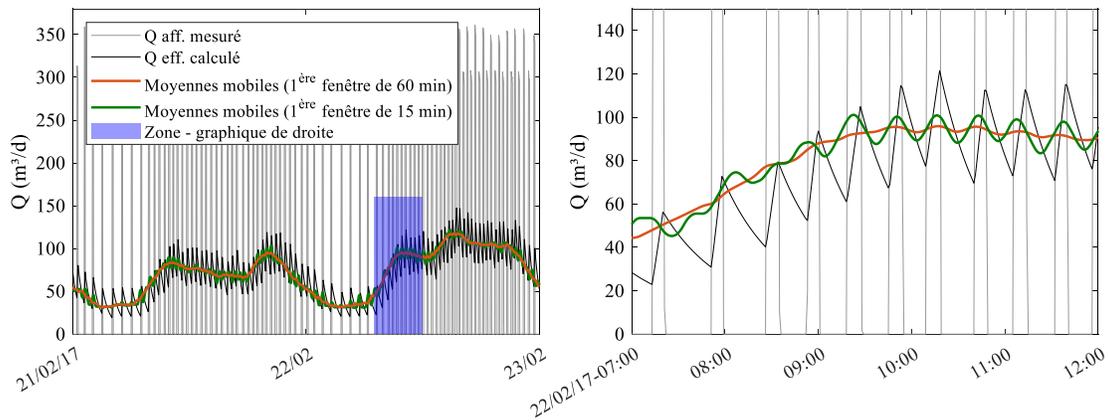


Figure A.2 : Débits (Q) d'affluent mesurés, débits d'effluent calculés et débits traités (moyennes mobiles)

La Figure A.3 permet de constater la différence, en temps de pluie, entre les débits mesurés, les débits calculés en considérant le déversoir et les débits obtenus par lissage des débits mesurés (moyennes mobiles). À certains moments précis, la différence est importante. Cependant, considérant les objectifs de modélisation qui impliquent des simulations sur une longue période de temps (une année), ces différences à une échelle de temps de l'ordre de quelques heures ont été jugées acceptables. Il est toutefois important de garder en tête que le traitement de débit appliqué est incertain et que cette incertitude se propage évidemment dans les résultats de modélisation.

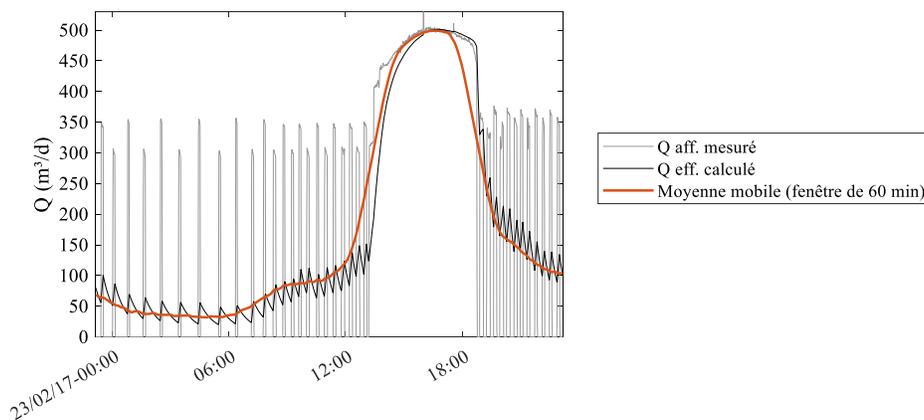


Figure A.3 : Débits (Q) mesurés, calculés et traités pendant une période incluant du temps de pluie

Pour comparer les débits mesurés aux débits obtenus en utilisant les deux méthodes décrites ci-avant, les volumes totaux d'eau ayant traversé le système ont été calculés pour les trois séries de données sur une période de 22 jours. Considérant le volume obtenu à partir des données mesurées comme référence, la différence entre

les volumes totaux est inférieure à 0,03% pour la méthode considérant le déversoir et elle est inférieure à 0,02% pour la méthode retenue (lissage par moyennes mobiles). Les deux méthodes n'induisent donc pas de perte ou de création incohérente d'eau.

La Figure A.4 présente un exemple de série temporelle de débits obtenue en utilisant la méthode retenue, soit un lissage par moyennes mobiles.

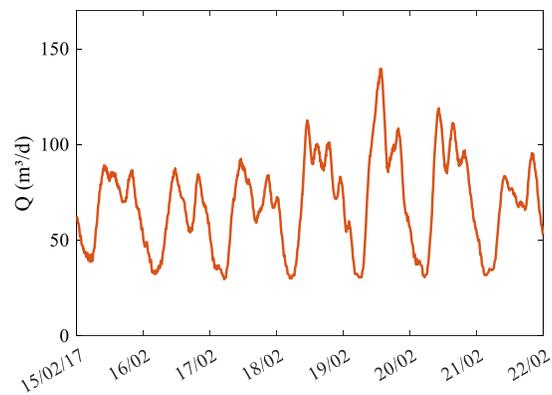


Figure A.4 : Série temporelle de débits (Q) lissés par moyennes mobiles

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

A. Matériel nécessaire

- Jauge à boues

B. Étapes à suivre

1. Mesurer et noter la hauteur d'eau dans l'étang à l'aide de la jauge à boues. La dernière des graduations sur la jauge (aux 5 cm d'une limite supérieure de ruban adhésif à une autre) est à 3,35 m.
2. 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).
3. Remonter la jauge à boues à vitesse constante et observer 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, donc une hauteur de boues dans la jauge aux alentours de 10 cm est visée. Répéter cette opération jusqu'à ce qu'une profondeur de pénétration acceptable soit identifiée.
4. Noter la hauteur de la portion de la jauge hors eau identifiée (hauteur hors eau, section C) afin de l'utiliser comme référence pour toutes les mesures, sauf si une quantité de boues significativement plus élevée est observée dans la jauge lors d'une mesure. Dans ce cas, répéter la mesure en identifiant une nouvelle profondeur de pénétration acceptable et en la notant (hauteur hors eau, section C).
5. Mesurer la hauteur de boues dans la jauge en se référant aux graduations sur l'instrument et noter cette dernière sur la fiche de suivi (hauteur de boues, section C)
6. Vider complètement la jauge en appuyant la tige à son extrémité sur une surface solide afin de permettre le déplacement de la bille et permettre la vidange.
7. Refaire les étapes 2 à 6 au même point de mesure 1 ou 2 fois supplémentaires pour valider la mesure.
8. Se déplacer vers le point de mesure suivant (Figure 3.15) et refaire les étapes 2 à 7.
9. La hauteur moyenne (sur n mesures répétées) de boue à chaque point peut finalement être calculée en utilisant l'Équation 3.1.

C. Fiche de suivi des hauteurs de boues

Date :

Réalisé par :

Hauteur d'eau :

Point de mesure	Hauteurs 1 (cm) Boues\Hors Eau	Hauteurs 2 (cm) Boues\Hors Eau	Hauteurs 3 (cm) Boues\Hors Eau	Point de mesure	Hauteurs 1 (cm) Boues\Hors Eau	Hauteurs 2 (cm) Boues\Hors Eau	Hauteurs 3 (cm) Boues\Hors Eau
1				7			
2				8			
3				9			
4				10			
5				11			
6							

Note : se référer à la Figure 3.15 pour la localisation des points de mesure (les emplacements exacts des points de mesure sont marqués par de la peinture blanche sur le béton des parois de l'étang).

Annexe C : Protocole pour la mesure du biogaz sur l'étang (volume et composition)

A. Matériel nécessaire

- Pompe à vide et tubulure
- Ruban à mesurer
- Analyseur de gaz portatif (Sewerin^{MD})
- Sac Tedlar^{MD} 10L
- Boîte à gaz avec cordes de stabilisation
- Rallonge électrique (dans le bâtiment de services de la ville)
- Fiole à vide avec bouchon et tubulure

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

1. Installer la boîte sur l'étang.
2. Placer la pompe près de la boîte à gaz et relier à la fiole à vide avec le bouchon et la tubulure sur l'entrée de la pompe.
3. Brancher la rallonge électrique dans le bâtiment de services de la ville, sortir le fil par la fenêtre et brancher la pompe.
4. Prendre la tubulure sur le dessus de la boîte et l'insérer sur l'ouverture latérale de la fiole.
5. Ouvrir la vanne sur la boîte à gaz.
6. 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'infiltré. S'il y a de l'eau, arrêter immédiatement la pompe.
7. Fermer la vanne sur la boîte.
8. Attacher la boîte avec les cordes de chaque côté.
9. Laisser le gaz s'accumuler dans la boîte pour que celle-ci se retrouve au-dessus du niveau d'eau dans l'étang (période variable).

C. Étapes à suivre pour la récupération du gaz

1. Détacher les cordes de la boîte.

2. Mesurer l'élévation de la boîte par rapport à l'eau à l'aide du gallon à mesurer.
3. Refaire les étapes 2 à 6. Vider un peu de gaz pour conditionner les tubulures avec le biogaz.
4. Arrêter la pompe et fermer la vanne.
5. Installer le sac Tedlar^{MD} à la sortie de la pompe à l'aide de la tubulure.
6. Remplir le sac Tedlar^{MD} de biogaz. Une fois plein, fermer la pompe et détacher le sac de la pompe.
7. S'assurer que la vanne du sac est bien fermée pour que le gaz ne s'échappe pas.
8. Répéter les étapes 5 à 7 pour vider la boîte.
9. Replacer la boîte à un nouveau point d'échantillonnage (selon la planification) et recommencer les étapes de la section B.

D. Étapes à suivre pour la caractérisation du gaz

1. Réserver l'analyseur de gaz (Sewerin^{MD}).
2. Allumer l'appareil.
3. Installer le sac Tedlar^{MD} sur l'ouverture latérale du Sewerin avec la tubulure et démarrer l'analyse.
Attention : toujours faire la caractérisation du gaz dans un endroit bien aéré.
4. Attendre que les concentrations se stabilisent sur l'appareil (environ 1 minute).
5. Noter les concentrations de CH₄, CO₂, O₂ et de H₂S mesurées par l'appareil.
6. Vider le sac Tedlar^{MD}.
7. Retourner l'analyseur de gaz.

Annexe D : Protocole pour la mesure indirecte de l'épaisseur du biofilm et de sa densité sèche

A. Matériel nécessaire

- Appareillage maison pour soulever les cages KAMAK^{MC}
- Pincés coupantes (ou ciseaux)
- Appareil photo
- Contenants hermétiques
- Assiettes d'aluminium
- Balance de laboratoire
- Binoculaire (grossissement 1x à 2x)
- Étuve à 105°C
- Sceau (5 gallons US)
- Bain à ultrasons chauffant

B. Étapes à suivre

À Grandes-Piles :

1. Fixer une des cages KAMAK^{MC} identifiées sur la Figure 3.18 à la cage de levage d'aluminium et utiliser un treuil électrique pour la soulever (appareillage maison)
2. Prendre des photos de l'aspect général du biofilm dans les cages.
3. À travers les portes taillées à cet effet dans les sections du haut et du milieu des cages, échantillonner le support bactérien colonisé à l'aide des pincés à couteaux en prenant soin de ne pas dénaturer le biofilm colonisant le support.
4. Délicatement pour ne pas dénaturer le biofilm, introduire le support échantillonné dans des contenants hermétiques et les remplir d'eau de procédé (provenant de l'endroit où l'échantillon a été prélevé).
5. Répéter les étapes 1 à 4 pour la deuxième cage identifiée sur la Figure 3.18.

Au laboratoire :

1. Sortir délicatement les échantillons de support bactérien des contenants et les installer dans des assiettes d'aluminium identifiées.
2. Prendre des sous-échantillons de support colonisé (1 brin par échantillon) et les remettre dans l'eau de procédé.

3. Attendre que la masse des échantillons se stabilisent (environ 30 min) grâce au drainage de l'eau emprisonnée de manière superficielle dans les échantillons.
4. Transférer les échantillons dans des assiettes d'aluminium propres et sèches identifiées et préalablement pesées.
5. Peser les échantillons humides à l'aide de la balance de laboratoire et noter les masses.
6. Sécher les échantillons à l'étuve (105°C) pour une période d'environ 24h (séchage complet).
7. Peser les échantillons secs à l'aide de la balance de laboratoire et noter les masses.
8. Rincer et agiter les échantillons immergés dans la chaudière remplie d'eau potable afin de déloger le plus de biofilm possible.
9. Installer l'échantillon rincé dans le bain à ultrasons et régler l'appareil à 45°C pour une durée de 45 min. Démarrer le nettoyage.
10. Répéter les étapes 8 et 9 (au minimum 3 fois) jusqu'à ce que l'eau de rinçage soit presque exempte de turbidité (à l'œil).
11. Sécher les échantillons propres à l'étuve (105°C) pour une période d'environ 24h (séchage complet).
12. Peser les échantillons propres et secs à l'aide de la balance de laboratoire et noter les masses.
13. À l'aide du binoculaire, observer le biofilm à l'état frais (sous-échantillons prélevés préalablement) et prendre des photos de son aspect : grappes, biofilm mince de chaque côté, organismes supérieurs, etc. en prenant soin d'associer les photos aux échantillons observés.

C. Calculs

1. À l'aide de la relation suivante, de la masse de support dans l'échantillon M_{support} (g), de la densité du biofilm humide (par hypothèse : $\rho_{\text{humide}} = \rho_{\text{eau}} = 1000 \text{ kg/m}^3$), de la masse de la coupelle M_{coupelle} (g) et de la masse de l'échantillon humide M_{humide} (g), calculer le volume de biofilm humide V_{biofilm} (m^3) contenu dans un échantillon :

$$V_{\text{biofilm}} = (M_{\text{humide}} - M_{\text{support}} - M_{\text{coupelle}}) / \rho_{\text{humide}} \quad \text{Équation D.1}$$

2. À l'aide de la relation suivante, du volume de biofilm V_{biofilm} (m^3), de la masse de support dans l'échantillon M_{support} (g), de la masse de la coupelle M_{coupelle} (g), de la masse de l'échantillon sec M_{sec} (g), calculer la densité du biofilm sec ρ_{sec} (g/m^3) contenu dans un échantillon :

$$\rho_{\text{sec}} = (M_{\text{sec}} - M_{\text{support}} - M_{\text{coupelle}}) / V_{\text{biofilm}} \quad \text{Équation D.2}$$

3. À l'aide de la relation suivante, du volume de biofilm V_{biofilm} (m^3), de la surface spécifique du support bactérien ($A_s = 5,273 \text{ m}^2 \text{ support} / \text{kg support}$) et de la masse de support M_{support} (g), calculer l'épaisseur moyenne du biofilm L_{biofilm} (m) contenu dans un échantillon :

$$L_{\text{biofilm}} = V_{\text{biofilm}} / (A_s * M_{\text{support}}) \quad \text{Équation D.3}$$