



Titre: Neutralisation d'un effluent de filtre à scories pour l'épuration des
Title: eaux usées

Auteur: Patricia Bove
Author:

Date: 2018

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Bove, P. (2018). Neutralisation d'un effluent de filtre à scories pour l'épuration des
Citation: eaux usées [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/3012/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3012/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Yves Comeau
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

NEUTRALISATION D'UN EFFLUENT DE FILTRE À SCORIES
POUR L'ÉPURATION DES EAUX USÉES

PATRICIA BOVE

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

FÉVRIER 2018

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

NEUTRALISATION D'UN EFFLUENT DE FILTRE À SCORIES POUR
L'ÉPURATION DES EAUX USÉES

présenté par : BOVE Patricia

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

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

M. HAWARI Jalal, Ph. D., président

M. COMEAU Yves, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. BAILLARGEON Serge, B.Ing., membre

DÉDICACE

À ma famille

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier mon directeur de recherche, Yves Comeau, d'avoir eu confiance en moi, pour son support et sa présence pendant ces années.

Merci à Stéphane Jedrzejak pour m'avoir encouragé à faire une maîtrise et de m'avoir proposé de rencontrer Yves Comeau. Merci pour son encouragement, ses conseils et sa présence tout au long de mon parcours académique.

Un grand merci à Dominique Claveau-Mallet pour son aide, son support, ses idées, ses conseils, ses corrections et pour m'avoir guidée dans ce projet. Merci pour l'article qu'on a réalisé ensemble. Je me considère très chanceuse d'avoir travaillé avec elle, Dominique est une personne exceptionnelle, très intelligente, généreuse, agréable et efficace. Les mots me manquent pour lui dire merci.

Merci aux partenaires du projet PhytoValP qui ont financé ce projet. Merci à l'Association des professeurs de l'École Polytechnique (APEP) pour la bourse qui m'a été octroyée.

Merci à Yves Comeau d'avoir eu confiance en moi en me donnant la responsabilité d'être en charge de corriger les TP du cours CIV 8220.

Merci à Denis Bouchard pour ses analyses de carbone, pour m'avoir enseigné et conseillé sur nombreuses techniques de laboratoire et pour son aide au laboratoire avec la DBO_5C , la DCO, les MES et MVES et l'échantillonnage de mes colonnes. Merci pour son soutien technique avec le montage et démontage de mes colonnes, l'installation du système d'injection de CO_2 , le montage de l'appareil de calibration des débitmètres et avec toutes sortes de situations. Merci pour son écoute, son partage du savoir-faire et savoir-être et pour contribuer à l'ambiance conviviale et agréable du laboratoire.

Merci à Mélanie Bolduc pour m'avoir enseigné des méthodes de laboratoire, pour m'avoir aidé avec la DBO_5C , la recherche et la mise au point des méthodes d'analyse de la DBO_5C et la DCO et pour son soutien apporté au laboratoire.

Merci à Jérôme Leroy pour les analyses de concentration de CO_2 , calcium et manganèse. Merci pour son aide et ses conseils avec mes analyses d'alcalinité, acidité, DBO_5C , DCO et absorbance et pour son soutien au laboratoire.

Merci à Manon Leduc pour les analyses de calcium et manganèse et pour son accueil gentil.

Merci à Marie Ferland pour les analyses de CO₂ au GC, pour la recherche et mis au point sur la méthode d'alcalinité du titrateur automatique. Merci pour ses conseils et son soutien au laboratoire.

Merci à mes collègues Simon Amiot, Dominique Claveau-Mallet et Charles Élysée pour m'aider au montage et/au démontage de mon système de neutralisation.

Merci à Simon Amiot et à Dominique Claveau-Mallet d'avoir échantillonné et analysé mes colonnes pendant mes vacances.

Merci à Lingjuan Guan d'avoir accepté de faire son stage sur la capacité de neutralisation de différents matériaux organiques, travail que m'a permis de choisir les matériaux plus performants pour faire ma maîtrise. Merci à Valentin Faust d'avoir accepté de réaliser son stage de maîtrise sur l'influence du TRH sur la capacité de neutralisation des matériaux organiques que j'étudiais. Merci pour les agréables conversations au laboratoire. Il a été très plaisant de partager l'endroit de travail et le savoir-faire avec eux.

Merci à Zhanna Grebenshchykova d'avoir étudié avec moi pour le cours de traitement autonome et décentralisé de l'eau, il a été très agréable d'étudier avec elle et de partager ensemble les activités de l'AÉCSP. Merci pour les agréables conversations au bureau.

Merci à Sanaz Alizadeh pour ses agréables conversations toujours positives et encourageantes. Merci pour venir me faire des petits coucous pour savoir comment j'allais.

Merci à mes collègues et amis de Polytechnique pour les conversations agréables, pour partager leurs idées, pour s'entraider et se soutenir, Dominique Claveau-Mallet, Sophie Lévesque, Oscar Sanchez, Simon Amiot, Zhanna Grebenshchykova, Pascale Mazerolle, Mélissa Tremblay, Jaime Chacana, Sanaz Alizadeh, Xavier Lachapelle-Trouillard, Reza Salehi, Catherine Brosseau, Hadi Abbasi, Marie-Laure de Boutray, Charles Élysée, Dominic Vallerand, Cristian Neagoe, Hassan Hemouzal, Hatim Seltani, Margit-Kõiv-Vainik, Loreto Araya, Ana Ojeda et Marcin Kot. J'ai été chanceuse de vous côtoyer.

Merci à Jalal Hawari pour ses contributions enrichissantes lors des réunions du LGE et pour ses délicieuses pâtisseries.

Merci à Nils Frantz pour ses corrections du français.

Merci à l'Association des étudiants des cycles supérieurs de Polytechnique (AÉCSP) pour l'aide donnée aux étudiants et pour les nombreuses activités organisées qui ont contribué à mon bonheur lors de mon passage à Polytechnique. Merci à Simona Botezan de répondre toujours à mes questions, pour son travail efficace et pour son accueil toujours gentil.

Merci à Manon Latour pour son aide avec les aspects administratifs de ma maîtrise, merci d'avoir toujours répondu à mes questions.

Finalement, merci à mes amis et à ma famille, mon mari Alejandro, mes enfants Emiliano et Erika, ma sœur Ana, mon frère Carlos et ma belle-mère Judith pour leur support et pour avoir toujours été présents. Merci à mes parents pour m'avoir transmis le désir d'apprendre et la persévérance.

RÉSUMÉ

Le phosphore présent dans les eaux usées domestiques peut nuire à la vie aquatique et c'est pourquoi des exigences gouvernementales sont mises en place pour contrôler les rejets de phosphore dans les plans d'eau du Québec. Les filtres à scories sont efficaces et économiques pour l'enlèvement du phosphore, mais le pH de l'effluent résultant est très élevé, dépassant les critères de rejet de pH entre 6,0 et 9,5 du MDDELCC pour les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées. Une solution à cette difficulté est d'ajouter une unité de neutralisation à la sortie du filtre à scories.

L'objectif général de ce projet était de développer une technologie de neutralisation efficace pour l'effluent de filtres à scories.

Pour ce faire, différentes configurations d'unités de neutralisation ont été évaluées en conditions de laboratoire. La capacité de neutralisation de l'air et de l'air enrichi avec du CO₂ représentant la production par respiration dans un réacteur biologique issu d'un traitement secondaire situé en amont, a été évaluée avec différents médias inertes et modes d'écoulement. Des médias organiques ont été également évalués pour déterminer leur capacité de neutralisation. Deux unités de neutralisation alimentées avec deux types d'affluents différents ont été utilisées à un temps de rétention hydraulique de 10 heures pour les matériaux inertes. Les variables testées étaient le mode d'écoulement (saturé ou percolant), le type de média (aucun, gravier, Bionest et AnoxKaldnes K3), le type d'air (ambiant ou enrichi en CO₂) et le débit d'air. Pour les matériaux organiques végétaux, deux unités de neutralisation alimentées avec une solution synthétique ont été utilisées à différents temps de rétention hydraulique (6, 11 et 20 heures). Les variables testées étaient le type de média (copeaux de saule, noix de coco et tourbe), le mode d'écoulement pour la tourbe (saturé et percolant), le type d'air (sans aération, ambiant ou enrichi en CO₂) et le débit d'air.

Les hypothèses scientifiques originales sont que l'utilisation de matériaux inertes comme média filtrant en mode saturé ou percolant avec injection d'air enrichi ou non en CO₂, permet de respecter les exigences de rejet du MDDELCC en pH, de façon durable et que l'utilisation de matériaux organiques végétaux (MOV) comme média filtrant en mode saturé ou percolant avec ou sans aération permet de respecter les exigences de rejet du MDDELCC en pH, DBO₅C et MES de façon durable, avec une longévité minimale d'un an.

Les essais en condition de laboratoire avec les matériaux inertes ont permis d'obtenir un pH à l'effluent entre 7,0 à 9,5 lorsque le taux d'aération à l'air ambiant était suffisamment élevé. Avec aération à l'air ambiant, le pH à l'effluent a été supérieur à 8,3 ce qui entraînerait la précipitation de calcite et le colmatage du filtre. L'injection de CO₂ a permis d'obtenir des pH inférieurs à 8,3 à partir de 2000 ppm de CO₂ injectés. Pour les essais avec les matériaux organiques végétaux, l'exigence en MES a été respectée en tout temps, celle de la DBO₅C a été respectée après le jour 1 pour les copeaux de saule, après le jour 9 pour la noix de coco et entre le jour 1 et le jour 29 pour la tourbe. L'exigence de pH a été respectée avec aération (sauf pour la noix de coco) à partir d'un certain débit ou d'une concentration minimale de CO₂. Lors des premiers jours d'opération avec la tourbe, le pH a été en dessous de 6,0.

Un modèle a été implémenté dans le logiciel PHREEQC basé sur le système carbonate, le transfert de CO₂ et la précipitation de calcite, et a été d'abord calibré avec les résultats des essais à l'échelle laboratoire de ce projet avec médias inertes à l'air ambiant. Le modèle a ensuite été validé avec les essais en laboratoire de ce projet et avec des essais réalisés sur le terrain avec de l'air enrichi en CO₂, fournissant des résultats de validation satisfaisants sur une large gamme de concentrations de CO₂. Le mode d'écoulement a eu un impact majeur sur le transfert de CO₂ et l'efficacité hydraulique, tandis que le type de média a eu peu d'influence. Le mode d'écoulement a également eu un impact majeur sur la concentration en surface de la calcite dans le réacteur. En mode saturé, la concentration de calcite était presque constante et en mode percolant le précipité s'accumulait sur le média. Des prédictions pourraient être faites pour différents pH à l'effluent de filtres à scories d'acier et pour différentes conditions de fonctionnement (temps de rétention hydraulique, concentration de CO₂, type de média et mode d'écoulement). Le pH à l'effluent du filtre à scories et la concentration en CO₂ de l'air enrichi ont été les facteurs qui ont eu le plus d'impact sur le pH à l'effluent du procédé de neutralisation. Une concentration accrue en CO₂ dans l'air enrichi a réduit les risques de précipitation et de colmatage de la calcite. Les calculs stœchiométriques ont montré qu'un effluent de fosse septique domestique typique contenant 300 mg/L de DCO biodégradable peut fournir suffisamment de CO₂ biologique pour neutraliser un effluent de filtre à scories ayant un pH entre 10,5 et 11,5.

Les matériaux organiques végétaux (MOV) testés (copeaux de saule, noix de coco et tourbe) n'ont pas eu la capacité de neutraliser l'effluent du filtre à scories par eux-mêmes dans les conditions d'opération de la présente étude. En début d'opération, les MOV relarguent de la matière

organique. Les copeaux de saule en mode saturé à un TRH de 6 h et la tourbe en mode percolant à un TRH de 11 h avec injection d'air ambiant ont atteint des pH à l'effluent en dessous de 8,3.

Il a été recommandé qu'un réacteur de neutralisation en mode saturé sans média à un temps de rétention hydraulique de 10 h et une concentration de 2000 ppm de CO₂ dans de l'air enrichi soit utilisé pour des applications à grande échelle.

Dans le cas de non-disponibilité de CO₂, des essais à long terme avec la tourbe en mode percolant sans et avec aération à un TRH de 11 h et avec les copeaux de saule en mode saturé et percolant avec aération à un TRH de 6 h seraient recommandés.

Ce travail a permis de déterminer la meilleure configuration pour neutraliser l'effluent alcalin d'un filtre à scories.

ABSTRACT

Phosphorus in domestic wastewater can affect aquatic life, and regulation is put in place to control phosphorus discharge into Quebec's water bodies. Slag filters are efficient and economical for phosphorus removal. However, their high effluent pH exceeds the pH MDDELCC discharge criteria which is between 6.0 and 9.5 for water resources recovery facilities. A solution to this problem is to add a neutralization unit downstream of the slag filter.

The main objective of this project was to develop an effective neutralization technology for a slag filter effluent.

For this purpose, different configurations of neutralization units were evaluated in the laboratory. The neutralisation capacity of air and CO₂-enriched air representing respiration in a biological reactor from an upstream secondary treatment, was evaluated with different inert medias and flow modes. Organic medias were also evaluated to determine their neutralization capacity. Two neutralization units fed with two different types of influent were operated at hydraulic retention time of 10 hours. Tested variables were mode of flow (saturated or percolating), type of media (none, gravel, Bionest and AnoxKaldnes K3), type of air (ambient or CO₂-enriched) and airflow rate. For natural organic matter (NOM), two neutralisation units fed with a synthetic solution were used at different hydraulic retention times (6, 11 and 20 hours). Tested variables were type of media (ramial willow wood mulch, coconut mulch and peat), type of flow for peat (saturated or percolating), type of air (none, ambient or CO₂-enriched) and airflow rate.

The original scientific hypotheses are that the use of inert materials as filter media in saturated or percolating mode with air injection that is CO₂-enriched or not allows to meet the MDDELCC pH discharge criteria in a sustainable way, and that the use of natural organic matter (NOM) as a filter media in saturated or percolating mode with or without aeration allows to meet the MDDELCC pH, C-BOD₅ and TSS discharge criteria in a sustainable way, for a minimum longevity of one year.

Inert materials at lab-scale tests resulted in effluent pH of 7.0 to 9.5 when the ambient aeration rate was sufficiently high. With ambient air, the effluent pH was above 8.3 which resulted in calcite precipitation and system clogging. CO₂-enriched air to at least 2000 ppm resulted in an effluent pH below 8.3. For NOM tests, TSS discharge criteria was respected at all time, C-BOD₅ was respected after day 1 for willow mulch, after day 9 for coconut mulch and between day 1 and 29 for peat.

The pH discharge criteria was met with aeration (except for coconut mulch) above a certain flow rate or a minimum CO₂ concentration. For the first days of peat operation, the pH was below 6.0.

A model was implemented in the PHREEQC software and was based on the carbonate system, CO₂ transfer and calcite precipitation, and was first calibrated with results from ambient air lab tests. The model was then validated with CO₂-enriched air lab and field tests, providing satisfactory validation results over a wide range of CO₂ concentrations. The flow mode had a major impact on CO₂ transfer and hydraulic efficiency, while the type of media had little influence. The flow mode also had a major impact on the calcite surface concentration in the reactor: it was constant in saturated mode and was increasing in percolating mode. Predictions could be made for different steel slag effluent pH and different operation conditions (hydraulic retention time, CO₂ concentration, media and mode of flow). The pH of the steel slag filter effluent and the CO₂ concentration of the enriched air were factors that influenced most the effluent pH of the neutralization process. An increased concentration in CO₂ in the enriched air reduced calcite precipitation and clogging risks. Stoichiometric calculations showed that a typical domestic septic tank effluent with 300 mg/L of biodegradable COD would provide enough biological CO₂ for neutralization of a steel slag effluent with pH of 10.5 to 11.5.

The natural organic matter (NOM; ramial willow wood mulch, coconut mulch and peat), did not have the capacity to neutralize the slag filter effluent by themselves under the operating conditions tested in this study. At the beginning of the operation, NOM release organic matter. Effluent pH below 8.3 were reached with ambient air injection with willow mulch at saturated conditions at an HRT of 6 h and with peat in percolating mode at an HRT of 11 h.

It was recommended to use a saturated neutralization reactor with no media operated at a hydraulic retention time of 10 h and a concentration of 2000 ppm in CO₂ enriched air for full-scale applications.

In the case of lack of-availability of CO₂, long-term tests with peat in percolating mode without and with aeration at HRT of 11 h and with willow mulch in saturated and percolating mode with aeration at HRT of 6 h is recommended.

This work allowed to determine the best configuration to neutralize alkaline slag filter effluent.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VII
ABSTRACT	X
TABLE DES MATIÈRES	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES.....	XVII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXI
LISTE DES ANNEXES	XXV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Objectif général	1
1.2 Hypothèses scientifiques	2
1.3 Activités expérimentales	2
1.4 Originalité et impacts du projet.....	2
1.5 Organisation du mémoire	3
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 Problématique du phosphore dans l'eau.....	5
2.2 Mécanisme d'enlèvement du phosphore	5
2.2.1 Scories d'aciéries pour la déphosphatation d'effluents.....	6
2.3 Neutralisation d'effluents alcalins.....	8
2.3.1 Matériaux inertes.....	8
2.3.2 Matériaux organiques pour le traitement des eaux usées	8
2.3.3 Dioxyde de carbone.....	13

CHAPITRE 3	MÉTHODOLOGIE	16
3.1	Montage expérimental	16
3.1.1	Médias inertes	16
3.1.2	Médias organiques.....	18
3.2	Échantillonnage	24
3.3	Déterminations analytiques	26
3.4	Essais de traceur	29
CHAPITRE 4	ARTICLE 1: DEVELOPMENT AND MODELLING OF A STEEL SLAG FILTER EFFLUENT NEUTRALIZATION PROCESS WITH CO ₂ -ENRICHED AIR FROM AN UPSTREAM BIOPROCESS	30
4.1	Introduction	31
4.1.1	Use of CO ₂ for alkaline wastewater neutralization	32
4.2	Material and Methods.....	33
4.2.1	Column Tests.....	33
4.2.2	Field Test.....	37
4.2.3	Analytical Determinations.....	38
4.2.4	Model Description and Numerical Simulations	38
4.3	Results and discussion.....	40
4.3.1	Model calibration	40
4.3.2	Model Validation.....	45
4.3.3	Using simulations for process design.....	46
4.3.4	Recommendations and full-scale considerations	49
4.4	Conclusions	51
4.5	Acknowledgements	52
4.6	References	52

CHAPITRE 5	RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES	56
5.1	Capacité de neutralisation	56
5.1.1	pH.....	56
5.1.2	Alcalinité	61
5.2	Relargage de matière organique	63
5.2.1	DCO	63
5.2.2	DBO ₅ C	68
5.2.3	Carbone organique	69
5.2.4	MES et MVES.....	72
5.2.5	Couleur et turbidité.....	73
5.3	Relargage de composés inorganiques	75
5.3.1	Calcium	75
5.3.2	Manganèse.....	78
5.3.3	Carbone inorganique	78
5.3.4	Conductivité	80
5.4	Oxygène dissous.....	81
5.5	Comportement hydraulique.....	82
CHAPITRE 6	DISCUSSION GÉNÉRALE	84
6.1	Validité des hypothèses scientifiques.....	84
6.1.1	Matériaux inertes.....	84
6.1.2	Matériaux organiques	86
6.1.3	Comparaison du matériau inerte et organique.....	88
6.2	Comparaison des modes saturé et percolant	91
6.3	Étude comparative avec la bibliographie	92

6.4	Retombées et originalité des travaux	94
CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		96
7.1	Conclusions	96
7.2	Recommandations	97
BIBLIOGRAPHIE		99
ANNEXES		107

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Contribution à l'article	4
Tableau 2.1: Présence des composants selon le pH	13
Tableau 3.1: Conditions d'opération des colonnes de neutralisation avec matériau organique	19
Tableau 3.2: Programme d'échantillonnage des matériaux inertes.....	25
Tableau 3.3: Programme d'échantillonnage des matériaux organiques.....	25
Tableau 3.4: Méthodes analytiques	27
Table 4.1: Mean chemical composition of synthetic solutions and steel slag effluents.....	34
Table 4.2: Column test operating conditions (listed in chronological order of testing).....	36
Table 4.3: Model equations for CO ₂ transfer and calcite precipitation.....	39
Table 4.4: Modeling methodology for hydraulic	40
Table 4.5: Column tracer test results.....	42
Table 4.6: Calcium concentration in influent and effluent of neutralization units	44
Table 4.7: CO ₂ and corresponding influent biodegradable COD needs for neutralization of slag filter effluent with various pH (slag filter influent alkalinity = 156 mg CaCO ₃ /L)	50
Tableau 5.1: Résultat des essais de traceur	82
Tableau 6.1: Paramètres minimaux testés pour ne pas dépasser le pH 9,5	85
Tableau 6.2: Respect des normes de rejet	87
Tableau 6.3: Paramètres minimaux testés pour pH inférieur à 8,3	88
Tableau 6.4: Caractéristique du mode saturé et percolant	92
Tableau 6.5: Capacité de neutralisation comparée avec celle de la présente étude	94

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1: Montage expérimental des essais de neutralisation (médias inertes)	17
Figure 3.2: Gravier 5-10 mm utilisé dans la colonne de neutralisation no. 1	17
Figure 3.3: Média Bionest à gauche et AnoxKaldnes K3 à droite utilisés dans la colonne de neutralisation no. 2	18
Figure 3.4: Montage expérimental des essais de neutralisation (noix de coco et copeaux de saule)	20
Figure 3.5 : Copeaux de saule utilisés dans la colonne no. 1 et noix de coco utilisé dans la colonne no. 2	21
Figure 3.6: Montage expérimental des essais de neutralisation (noix de coco et copeaux de saule) alimenté par la colonne à scories no. 2	22
Figure 3.7 : Tourbe mousse de sphaigne longue et tourbe de sphaigne grossière	23
Figure 3.8: Montage expérimental des essais de neutralisation avec la tourbe	23
Figure 3.9 : Photo du montage laboratoire de l'unité de neutralisation avec la tourbe	24
Figure 4.1 : Effect of $Q_{\text{gas}}/Q_{\text{water}}$ ratio on the effluent pH using ambient air in columns (standard conditions of 20°C and 1 atm for Q_{gas})	41
Figure 4.2 : Tracer test results for each operating condition tested. F: normalized concentration $C / \text{total mass (L}^{-1}\text{)}$	42
Figure 4.3: Effect of media and feeding mode on ambient air calibration (standard conditions of 20°C and 1 atm for Q_{gas}) of CO_2 transfer coefficient (A) and calcite surface concentration calibration (B). Each data point was collected after reaching steady state in the reactor at fixed $Q_{\text{G}}/Q_{\text{w}}$	43
Figure 4.4: Lab-scale model validation for the effluent pH from the neutralization reactor effluent of columns 1 (A) and 2 (B). Changes in type of flow mode (dashed lines) or media (full lines) are indicated by vertical gray lines.	45
Figure 4.5: Field-scale model validation for the neutralization reactor effluent pH (STD = standard deviation)	46

Figure 4.6: Simulated effluent pH of SEN neutralization unit under different CO ₂ concentration and HRT at the beginning of slag operation (pH slag effluent = 11.5, panel A) and after the initial period of slag operation (pH slag effluent = 11.0, panel B). Alkalinity of slag filter influent is indicated in the legend (units mg CaCO ₃ /L).....	48
Figure 4.7: Simulated effluent pH of various neutralization units under fixed conditions (Influent alkalinity = 63 mg CaCO ₃ /L; pH at slag filter effluent = 11.5; enriched air concentration = 2000 ppm CO ₂).....	49
Figure 5.1: Évolution du pH à l'affluent (SAS pH _{aff} et SAC pH _{aff}) et à l'effluent des unités de neutralisation copeaux de saule (SAS) et noix de coco (SAC).....	56
Figure 5.2: pH à l'affluent (pH _{aff}) et effet du ratio Q _{gaz} /Q _{eau} sur le pH à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et avec noix de coco (SAC) au TRH de 6 h avec air ambiant et air enrichi en CO ₂ aux conditions standards du gaz à 20 °C et 1 atm.....	58
Figure 5.3: pH à l'affluent (pH _{aff}) et effet du FCO ₂ /Q _{eau} sur le pH à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et avec noix de coco (SAC) au TRH de 6 h aux conditions standards du gaz à 20 °C et 1 atm.....	58
Figure 5.4: Évolution du pH à l'affluent (pH _{aff}) et à l'effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT) avec et sans aération	60
Figure 5.5: pH à l'affluent (pH _{aff}) et effet du Q _{gaz} /Q _{eau} sur le pH à l'effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT) à l'air ambiant, conditions standards du gaz à 20 C et 1 atm.....	61
Figure 5.6: Évolution de l'alcalinité à l'affluent (Al _{caff}) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT).....	62
Figure 5.7: Évolution de la DCO totale à l'affluent (DCO _{aff}) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et noix de coco (SAC).....	64
Figure 5.8: Évolution de la DCO filtrée à l'affluent (DCO _{aff}) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et noix de coco (SAC).....	65

Figure 5.9: Évolution de la DCO particulière à l’affluent (DCO _{aff}) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et noix de coco (SAC).....	66
Figure 5.10: Évolution de la DCO totale à l’affluent (DCO _{aff}) et à l’effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT)	67
Figure 5.11: Évolution de la DCO filtrée à l’affluent (DCO _{aff}) et à l’effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT)	67
Figure 5.12: Évolution de la DCO particulière à l’affluent (DCO _{aff}) et à l’effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT)	68
Figure 5.13: Évolution du COT à l’affluent (COT _{aff}) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)	71
Figure 5.14: Évolution du COD à l’affluent (COD _{aff}) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)	72
Figure 5.15: Évolution de la turbidité à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT) ...	74
Figure 5.16: Évolution de la couleur à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT) ...	75
Figure 5.17: Évolution de la concentration de calcium à l’affluent (Ca _{aff}) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)	76
Figure 5.18: Évolution du CIT à l’affluent (CIT _{aff}) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)	79
Figure 5.19: Évolution du CID à l’affluent (CID _{aff}) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)	79

Figure 5.20: Évolution de la conductivité à l’affluent (ECaff) et à l’effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)	80
Figure 5.21: Mesure du pH et de l’oxygène dessous à l’affluent (pHaff et ODaff) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) en fonction du temps	81
Figure 5.22: Courbe normalisée des essais de traceur avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)	82
Figure 6.1: pH à l’effluent mode saturé avec aération (matériaux organiques et inertes)	89
Figure 6.2: pH à l’effluent mode percolant avec aération (matériaux organiques et inertes)	89
Figure 6.3: pH à l’effluent en fonction du CO ₂ injecté par litre d’eau (à partir de 750 ppm de CO ₂ injectés)	90
Figure 6.4: pH à l’effluent en fonction des ppm de CO ₂ injectés	91

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

a _{CAL}	Concentration of calcite surface/concentration de calcite dans le réacteur
Alc.	Alcalinité
Alcaff	Alcalinité à l’affluent
Alceff	Alcalinité à l’effluent
Alc.tot.	Alcalinité totale
bCOD	<i>Biodegradable chemical oxygen demand</i>
Caaff	Concentration de calcium à l’affluent
Caeff	Concentration de calcium à l’effluent
C-BOD ₅	Carbonaceous biochemical oxygen demand after five days
CID	Carbone inorganique dissous
CIDaff	Carbone inorganique dissous à l’affluent
CIDeff	Carbone inorganique dissous à l’effluent
CIT	Carbone inorganique totale
CITaff	Carbone inorganique totale à l’affluent
CITeff	Carbone inorganique totale à l’effluent
COD	Carbone organique dissous
COD	<i>Chemical oxygen demand</i>
CODaff	Carbone organique dissous à l’affluent
CODeff	Carbone organique dissous à l’effluent
COT	Carbone organique total
COTaff	Carbone organique total à l’affluent
COTeff	Carbone organique total à l’effluent
CSCR	Culture de saules à courtes rotations

DBO	Demande biochimique en oxygène
DBO ₅ C	Demande biochimique en oxygène carbonée pendant 5 jours
DBO ₅ C _{aff}	Demande biochimique en oxygène carbonée pendant 5 jours à l’affluent
DBO ₅ C _{eff}	Demande biochimique en oxygène carbonée pendant 5 jours à l’effluent
DBO ₅ C _f	Demande biochimique en oxygène carbonée pendant 5 jours filtrée
DBO ₅ C _{tot.}	Demande biochimique en oxygène carbonée pendant 5 jours totale
DCO	Demande chimique en oxygène
DCO _f	Demande chimique en oxygène filtrée
DCO _{aff}	Demande chimique en oxygène filtrée à l’affluent
DCO _{eff}	Demande chimique en oxygène filtrée à l’effluent
DCO _{tot.}	Demande chimique en oxygène totale
DCO _{tot.aff}	Demande chimique en oxygène totale à l’affluent
DCO _{tot.eff}	Demande chimique en oxygène totale à l’effluent
DIC	<i>Dissolved inorganic carbon</i>
EAF	Electric arc furnace
E _D	Efficacité de déplacement/ Displacement efficiency
FCO ₂ /Q _{eau}	Ratio du débit massique du CO ₂ et du débit d’eau dans la colonne
HRT	<i>Hydraulic retention time empty bed</i>
HRTV	<i>Hydraulic retention time of voids</i>
k _{CO2}	Coefficient de transfert de CO ₂ / CO ₂ transfer coefficient
KH_ CO ₂	<i>Henry’s law constant for CO₂</i>
K _{sp} CAL	<i>Calcite solubility product</i>
MES	Matières en suspension
MES _{aff}	Matières en suspension à l’affluent

MESeff	Matières en suspension à l'effluent
Mnaff	Concentration de manganèse à l'affluent
Mneff	Concentration de manganèse à l'effluent
MOV	Matériaux organiques végétaux
MVES	Matières volatiles en suspension
MVESaff	Matières volatiles en suspension à l'affluent
MVESeff	Matières volatiles en suspension à l'effluent
NOM	<i>Natural organic matter</i>
OD	Concentration d'oxygène dissous
ODaff	Concentration d'oxygène dissous à l'affluent
PAB	Mode percolant, aération à l'air ambiant avec média Bionest
PAG	Mode percolant, aération à l'air ambiant avec média gravier
PAK	Mode percolant, aération à l'air ambiant avec média AnoxKaldnes K3
PAT	Mode percolant, sans et avec aération à l'air ambiant avec média tourbe
PEB	Mode percolant, aération à l'air enrichi en CO ₂ avec média Bionest
PEG	Mode percolant, aération à l'air enrichi en CO ₂ avec média gravier
PEK	Mode percolant, aération à l'air enrichi en CO ₂ avec média AnoxKaldnes K3
pHaff	pH à l'affluent
pHeff	pH à l'effluent
pHéq	pH à l'équilibre
PVC	<i>Clear polyvinyl chloride</i>
QG/QW	Ratio between gas flow rate and water flow rate
Qgaz/Qeau	Ratio du débit de gaz et du débit d'eau dans la colonne
SAA	Mode saturé, aération à l'air ambiant sans média

SAB	Mode saturé, aération à l'air ambiant avec média Bionest
SAC	Mode saturé, sans et avec aération avec média noix de coco
SAG	Mode saturé, aération à l'air ambiant avec média gravier
SAK	Mode saturé, aération à l'air ambiant avec média AnoxKaldnes K3
SAN	Mode saturé, aération à l'air ambiant sans média (c.f. SAA)
SAS	Mode saturé, sans et avec aération avec média copeaux de saule
SAT	Mode saturé, sans et avec aération à l'air ambiant avec média tourbe
SEA	Mode saturé, aération à l'air enrichi en CO ₂ sans média
SEB	Mode saturé, aération à l'air enrichi en CO ₂ avec média Bionest
SEG	Mode saturé, aération à l'air enrichi en CO ₂ avec média gravier
SEK	Mode saturé, aération à l'air enrichi en CO ₂ avec média AnoxKaldnes K3
SEN	Mode saturé, aération à l'air enrichi en CO ₂ sans média (c.f. SEA)
ta	Temps de rétention moyen ou le centre de masse de la courbe du traceur
tm	<i>Average retention time or mass center of the tracer curve</i>
TOC	<i>Total organic carbon</i>
TP	<i>Total phosphorus</i>
TRH	Temps de rétention hydraulique en fût vide
TSS	<i>Total suspended solids</i>

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A – DONNÉES BRUTES.....	107
ANNEXE B – DONNÉES COMPLÉMENTAIRES DES MOV	131

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Le phosphore présent dans les eaux usées en provenance d'une résidence isolée peut nuire à la vie aquatique pour causer la prolifération d'algues ou de cyanobactéries entraînant ainsi la diminution de l'oxygène dans l'eau et accélérant l'eutrophisation des cours d'eau.

Des exigences gouvernementales sont mises en place pour contrôler les rejets de phosphore dans les plans d'eau du Québec. Malheureusement, peu de technologies de déphosphatation passives et économiques sont disponibles pour le traitement des eaux usées domestique de résidences isolées. Dû à la problématique environnementale causée par le phosphore et aux exigences gouvernementales des rejets des eaux usées, il s'avère nécessaire de développer des équipements d'enlèvement du phosphore.

Les filtres à scories sont efficaces et économiques pour l'enlèvement du phosphore, mais le pH de l'effluent résultant est très élevé, soit entre 10 et 11. Ces valeurs dépassent les critères de rejet de pH dont les valeurs doivent se situer entre 6,0 et 9,5 (MDDELCC, 2017b). Un projet est actuellement en cours pour développer un système de traitement de phosphore par filtre à scories. Cependant, un problème résultant qui reste à résoudre est la réduction requise du pH de l'effluent du filtre. Une solution à cette difficulté est d'ajouter une unité de neutralisation à la sortie du filtre à scories. L'actuel projet de recherche a pour objectif de développer le meilleur type d'unité de neutralisation.

La neutralisation d'un effluent à pH élevé a été effectuée par injection de CO_2 et il a été suggéré d'utiliser de gravier et ainsi que des filtres de tourbe pour neutraliser les effluents des filtres à scories. Ce projet est réalisé dans un contexte de développement d'un système de traitement du phosphore par filtre à scories et d'une unité de traitement tertiaire pour le traitement décentralisé d'eaux usées domestiques.

1.1 Objectif général

Développer une technologie de neutralisation efficace pour l'effluent de filtres à scories.

À cette fin, évaluer différentes configurations d'unités de neutralisation en conditions de laboratoire. Déterminer la capacité de neutralisation de l'air et de l'air enrichi avec CO_2 représentant la respiration dans un réacteur biologique issu d'un traitement secondaire situé en

amont avec différents médias inertes et modes d'écoulement. Évaluer l'effet de médias organiques également pour déterminer la capacité de neutralisation provenant de leurs acides organiques.

1.2 Hypothèses scientifiques

1. L'utilisation de matériaux inertes comme média filtrant en mode saturé ou percolant avec injection d'air enrichi ou non en CO_2 permet de respecter les exigences de rejet du MDDELCC en pH, de façon durable.
2. L'utilisation de matériaux organiques végétaux (MOV) comme média filtrant en mode saturé ou percolant avec ou sans aération permet de respecter les exigences de rejet du MDDELCC en pH, DBO_5C et MES de façon durable, avec une longévité minimale d'un an.

1.3 Activités expérimentales

Des unités de neutralisation alimentées par l'effluent d'un filtre à scories ont été testées au laboratoire. Les variables testées ont été : le débit d'aération, le type d'air employé (ambient ou enrichi en CO_2), le média utilisé (aucun, « Bionest », AnoxKaldnes K3, gravier ou matériau organique) et le mode d'écoulement (saturé ou percolant). Chaque configuration testée était donc la combinaison d'un type de média, d'un mode d'écoulement, d'un type d'air et d'un débit d'air.

1.4 Originalité et impacts du projet

Les différentes configurations d'unités de neutralisation choisies pour ce projet n'ont pas déjà été testées spécifiquement pour les effluents de filtres à scories. Le critère de succès de ce projet réside sur la détermination d'une configuration d'une unité de neutralisation pour traiter l'effluent des filtres à scories. Cette approche contribuera au développement d'une unité de traitement tertiaire pour le traitement décentralisé d'eaux usées domestiques.

Chaque configuration testée sera réfutée si l'effluent n'atteint pas un pH inférieur à 9,5 et supérieur à 6,0. Dans le cas d'utilisation de matériau organique comme média dans l'unité de neutralisation, l'effluent ne doit pas non plus contenir une concentration en MES supérieure à 15 mg/L et une concentration en DBO_5C supérieure à 15 mg/L de façon à atteindre la cible visée pour les eaux usées des résidences isolées (MDDELCC, 2017a).

1.5 Organisation du mémoire

La mise en contexte, l'hypothèse scientifique et l'originalité du projet ont été abordées au Chapitre 1. La revue de la littérature et des éléments théoriques reliés au système carbonaté sont présentés au Chapitre 2. Les conditions d'opération, les configurations de neutralisation et les méthodes utilisées sont décrites au Chapitre 3. Les résultats et la discussion du procédé de neutralisation par des médias inertes à l'air et à l'air enrichi avec CO₂ ainsi que la prédiction de l'effet de neutralisation des différentes configurations sont présentés par article au Chapitre 4, suivi des résultats de la neutralisation par des matériaux organiques sont présentés au Chapitre 5. La synthèse de l'ensemble des résultats est présentée au Chapitre 6, et les conclusions et recommandations au Chapitre 7.

L'article a été préparé en collaboration avec Dominique Claveau-Mallet étudiante au doctorat et l'équipe de Bionest. Bionest a développé une technologie de bionéneutralisation en instance de Brevet. Cette technologie utilise le gaz issu de la respiration biologique pour neutraliser l'effluent d'un traitement tertiaire de filtre à scories pour enlever le phosphore. Le principal objectif de l'article au Chapitre 4 est développer une configuration de neutralisation en utilisant l'air enrichi en CO₂ provenant du bioprocédé. L'article présente les résultats et la discussion des configurations de neutralisation à l'air et à l'air enrichi avec CO₂ avec des médias inertes évalués en conditions de laboratoire. Les résultats d'une unité de bionéneutralisation Bionest évaluée sur le terrain situé à continuation d'une fosse septique domestique, d'un traitement secondaire Bionest et d'un filtre à scories. Un modèle pour prédire la capacité de neutralisation des différentes configurations a été développé avec PHREEQC. Le modèle a été calibré avec les données des essais de laboratoire à l'air ambiant et validé avec les données des essais de laboratoire à l'air enrichi et les essais sur le terrain avec l'air enrichi provenant du bioréacteur du traitement secondaire Bionest. La nature de la contribution à l'article de chaque collaborateur est présentée au tableau 1.1.

Tableau 1.1: Contribution à l'article

	Patricia Bove	Dominique Claveau-Mallet	Bionest
Définition du projet et objectifs	50%	50%	-
Travail expérimental- Essais en colonne	90%	10%	-
Travail expérimental Essais en cuve	-	-	100%
Recherche bibliographique	85%	15%	-
Travaux de modélisation	5%	95%	-
Préparation des tableaux et figures	50%	50%	-
Rédaction	70%	29%	1%

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Problématique du phosphore dans l'eau

Les systèmes aquatiques sont sensibles à la contamination par le phosphore. Un apport excessif de phosphore dans les cours d'eau douce (rivières, lacs ou lagunes) provoque une croissance excessive d'algues et des plantes aquatiques, ce qui entraîne une insuffisance d'oxygène en raison de leur décomposition. L'excès de phosphore a donc un effet important sur l'eutrophisation des eaux. Une réglementation plus stricte concernant ces rejets de phosphore crée le besoin de développer de nouvelles technologies de traitement dont celles de type extensif, ne requérant qu'un minimum de besoins d'opération (Tiessen, 2008).

Lorsqu'il est impossible d'infiltrer des effluents dans le sol, le gouvernement du Québec recommande l'implantation d'équipements dédiés à la réduction des rejets de phosphore. La déphosphatation est exigée pour les rejets d'eaux usées qui se déversent dans un milieu sensible comme un lac, en amont d'un lac et dans des cours d'eau où les objectifs environnementaux de rejet le requièrent. Le rejet de phosphore dans un système de traitement tertiaire des eaux usées domestiques doit respecter la norme maximale de rejet de concentration de phosphore total de 1 mg P/L pour les maisons isolées et inférieure à 0,1 mg P/L pour des débits supérieurs à 200 m³/d versés dans un lac ou en amont d'un lac prioritaire (MDDELCC, 2017d).

2.2 Mécanisme d'enlèvement du phosphore

Le phosphore peut être enlevé des eaux usées par précipitation chimique, par traitement biologique ou par procédés de filtration membranaire tels que : l'osmose-inverse, la nanofiltration ou l'électrodialyse renversable. La précipitation chimique est réalisée par le dosage de sels de métaux ou de chaux dans l'eau à traiter. Le traitement biologique a lieu par l'incorporation du phosphore dans la biomasse. La précipitation chimique est coûteuse et l'élimination des boues riches en phosphore pose un défi pour respecter la protection de l'environnement (Pratt et al., 2012). Le traitement biologique avec suraccumulation du phosphore requiert une zone anaérobie dans laquelle les acides gras volatils sont stockés grâce à l'énergie fournie par la dégradation des polyphosphates intracellulaires qui sont suraccumulés dans la zone aérobie subséquente. La biomasse enrichie en phosphore peut être utilisée comme engrais (Sathasivan, 2008). Les procédés

de filtration membranaire pourraient être utilisés lorsque la concentration de phosphore est au-dessous la capacité de traitement des technologies conventionnelles (WEF, 2010).

Les coûts de capitalisation et d'opération pour ces techniques de déphosphatation ont mené à la recherche de traitements passifs dont les scories pour l'enlèvement de phosphore dans un traitement tertiaire des eaux usées domestiques.

2.2.1 Scories d'aciéries pour la déphosphatation d'effluents

La scorie, un résidu solide des industries sidérurgiques, a été proposée comme matériau filtrant pour l'élimination du phosphore des eaux usées.

L'efficacité d'élimination du phosphore a été attribuée à la précipitation du phosphore sous forme d'hydroxyapatite et à l'adsorption du phosphore sur des oxydes métalliques présents dans les scories (Drizo et al., 2006; Shilton et al., 2006; Chazarenc et al., 2008; Vohla et al., 2011). Les scories de four à arc électrique ont montré une efficacité très élevée pour enlever le phosphore d'un effluent (20 puis 400 mg P/L) sur une période de 180 jours, en accumulant 2,2 mg P/g de scories par le mécanisme d'adsorption spécifique sur les hydroxydes métalliques et la précipitation d'hydroxyapatite (Drizo et al., 2006). Les filtres à scories ont permis d'enlever le phosphore d'un effluent municipal pendant 5 ans avant de remplacer ou régénérer le filtre (Shilton et al., 2006). Des filtres à scories ont rapporté de hautes capacités d'élimination du phosphore des marais filtrants atteignant jusqu'à 420 g P/kg pour certains types de scories (Vohla et al., 2011).

. Le mécanisme d'élimination est lié à des conditions fortement alcalines ($\text{pH} > 9$) et à la solubilisation de calcium soluble menant à la précipitation du phosphore sous forme d'hydroxyapatite (Johansson et al., 1999). Les colonnes de scories grossières (5-10 mm) de four à arc électrique en mode saturé ont retenu 80% du phosphore à la sortie des marais artificiels qui traitent un surnageant de boues de pisciculture (Chazarenc et al., 2007).

La croissance des cristaux d'hydroxyapatite limite la capacité d'accumulation du phosphore dans les filtres à scories. La précipitation et la cristallisation ont été considérées pour le développement d'un modèle de mécanisme de rétention du phosphore par les filtres à scories de four à arc électrique (Claveau-Mallet et al., 2012). Le développement d'un modèle pour prédire la longévité des filtres à scories a pris en compte la dissolution des scories, la précipitation et la croissance des cristaux du phosphore et la limitation du taux de dissolution due à l'accumulation de particules et

à l'épuisement des scories (Claveau-Mallet et al., 2014). Le développement d'un modèle pour prédire l'élimination du phosphore par des filtres à scories a considéré la croissance cristalline, l'effet de l'indice de saturation sur la solubilité du cristal et l'effet de l'accumulation des cristaux sur la dissolution des scories. Le modèle inclut quatre phases minérales: la calcite, la monétite, l'hydroxyapatite homogène (taille et solubilité constantes) et l'hydroxyapatite hétérogène (taille croissante et solubilité décroissante). L'hydroxyapatite est trouvée typiquement dans les scories et la monétite est une phase intermédiaire qui se transforme en hydroxyapatite. Dans le modèle proposé, la dissolution des scories est limitée par une vitesse de diffusion à travers une couche de cristal (Claveau-Mallet et al., 2017).

Des autres travaux ont considéré plutôt le mécanisme d'adsorption. Il a été montré que le phosphate est beaucoup plus adsorbé sur la scorie granulée douce que sur la scorie granulée dure et que l'hydroxyde de calcium a adsorbé les plus grandes quantités de phosphate. L'adsorption de phosphate inorganique dissous liée au calcium était à la surface de la scorie (Yamada et al., 1986). Les scories ont permis une efficacité de 98% pour enlever 45 mg/L de phosphore total pendant 4 mois sans diminution de performance avec le temps. Cette capacité élevée de rétention du phosphore a été attribuée à la sorption sur des composés de calcium (Grüneberg et al., 2001). Les filtres à scories sont performants pour l'élimination du phosphore des effluents secondaires avec des pourcentages d'élimination entre 62 et 79% pour le phosphore dissous et entre 71 et 82% pour le phosphore total. L'élimination du phosphate était principalement basée sur des interactions physiques sur les scories d'acier et n'était pas due à la précipitation chimique des sels tels que Al^{3+} , Fe^{3+} et Ca^{2+} (Xiong et al., 2008).

La problématique des effluents alcalins des filtres à scories a été signalée. Le pH élevé de l'effluent des filtres à scories est dû à la dissolution du CaO , constituant de la scorie, qui produit ions OH^- (Barca et al., 2012). Des essais pour valider la performance d'enlèvement du phosphore avec différents types de scories ont présenté de fortes valeurs de pH à l'effluent qui peuvent causer des problèmes environnementaux (Barca et al., 2014). L'efficacité d'enlèvement du phosphore augmente avec le pH à l'effluent des filtres à scories (Claveau-Mallet et al., 2013). Les filtres à scories sont efficaces et économiques pour l'enlèvement du phosphore ce qui pourrait améliorer la performance d'enlèvement du phosphore des fosses septiques. Le pH de 11 à l'effluent, cependant, entraverait son application (Claveau-Mallet et al., 2015). Pour réduire le pH élevé à la sortie, l'utilisation de gravier, de roche calcaire ou d'autres substrats tels que l'os de vache ou l'apatite

sédimentaire représente une solution prometteuse (Chazarenc et al., 2008). La formation de calcite qui peut mener le colmatage en aval des filtres à scories a lieu pendant la neutralisation du pH 12 jusqu'à pH 8 dans un champ d'épuration. L'abaissement du pH et la réduction de la précipitation de calcite représentent un problème environnemental complexe à résoudre dans les champs d'épuration alcalins (Mayes et al., 2006).

Les filtres à scories se sont révélés efficaces pour l'enlèvement du phosphore mais l'effluent alcalin occasionne un problème environnemental qui requiert une neutralisation.

2.3 Neutralisation d'effluents alcalins

La neutralisation d'effluents alcalins consiste à ajuster le pH par acidification à des valeurs établies pour le rejet dans les égouts ou la nature à une valeur comprise entre 6,0 et 9,5.

Il existe plusieurs procédés de neutralisation tels que l'ajout d'acides sous forme liquide ou gazeuse par ajout de CO₂ et la filtration par matériau filtrant neutralisant. Dans le cas de traitements passifs tel que le traitement tertiaire, l'ajout d'acide sous forme liquide est à éviter dû à la manipulation de produits présentant des risques.

Dans cette section est présenté la revue de littérature sur la capacité de neutralisation des matériaux inertes, des matériaux organiques et du CO₂.

2.3.1 Matériaux inertes

Les supports utilisés pour les filtres à lit bactérien sont le gravier et le garnissage fabriqué en plastique, idéalement avec une surface spécifique élevée (M&EA, 2014).

À notre connaissance, il n'y a pas de résultats de travaux publiés sur la neutralisation utilisant des matériaux inertes.

2.3.2 Matériaux organiques pour le traitement des eaux usées

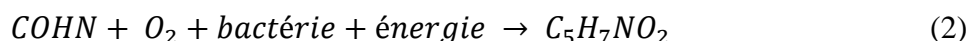
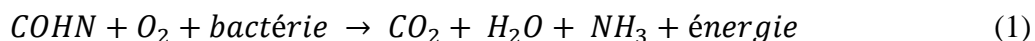
Il y a des matériaux organiques qui peuvent contribuer à la neutralisation dû à la présence d'acides tels que les acides fulviques et humiques et à leur capacité d'échange cationique.

Dans cette sous-section est présentée une revue de littérature sur les composants des matériaux organiques et des travaux réalisés avec les matériaux organiques utilisés dans la présente étude. Le choix de ces matériaux a été fait en se basant sur les résultats des essais de neutralisation réalisés

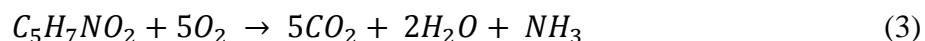
sur douze matériaux organiques où la noix de coco et les copeaux de saule ont donné la meilleure performance de neutralisation, la tourbe ayant donné des valeurs de pH inférieures à 6. Des essais cinétiques ont été réalisés pour étudier le potentiel de neutralisation des matériaux. Une cinétique rapide de neutralisation a été observée avec une très petite quantité de matériau (1 à 20 g) dans un effluent de filtre à scories (700 mL) (Guan, 2016). Après avoir constaté que la noix de coco et les copeaux de saule diminuent leur capacité de neutralisation avec le temps jusqu'à arriver presque au pH initial, le choix de la tourbe a été fait pour réaliser une deuxième phase de essais.

La lignine est présente dans les paillis de plusieurs matériaux organiques naturels et est le précurseur des substances humiques (Shulga et al., 2015). Une des caractéristiques des substances humiques est leur capacité à se fixer aux métaux, oxydes, hydroxydes et aux composés organiques et inorganiques présents dans l'eau (Trevisan et al., 2010). Les acides humiques sont une fraction des substances humiques qui ne sont pas solubles à un pH inférieur à 2. Les acides fulviques sont une fraction des substances humiques qui sont solubles à tous les pH en solution aqueuse. Le taux de dissolution des acides humiques augmente avec le pH. Les ions calcium s'attachent à la surface des acides humiques solides et diminuent le taux de dissolution des acides humiques. Quand une partie des acides humiques est dissoute, les molécules en solution peuvent se complexer avec les cations (Brigante et al., 2007). Les filtres de paillis des matériaux organiques naturels ont été efficaces pour traiter la charge organique des eaux usées résidentielles (Dalahmeh et al., 2011). Les filtres de matériaux organiques naturels pour traiter l'eau de pluie (paillis, jute, écorce de pin) ont été testés en laboratoire. Des matériaux naturels se sont révélés efficaces pour le traitement des eaux de pluie, la capacité des filtres de médias naturels dépendant du contenu de la matière organique du média et de la teneur élevée en acides humiques et fulviques (Wojtenko et al., 2001).

En présence de matière organique (COHN), microorganismes hétérotrophes aérobies et assez d'oxygène, la matière organique sera consommée pour la production d'énergie (équation 1, réaction d'oxydation) et la synthèse cellulaire (équation 2) :



Quand toute la matière organique est consommée les nouvelles cellules ($C_5H_7NO_2$) font de la respiration endogène (M&EA, 2014).:



L'ensemencement des matériaux organiques avec des bactéries provenant de boues activées pourrait augmenter la capacité de neutralisation du matériau grâce à la lente consommation du matériau par les bactéries produisant du CO_2 .

2.3.2.1 Copeaux de saule

A été surtout étudiée la capacité des cultures de saules à courte rotation d'enlever les polluants des eaux et des sols et la capacité de produire de la bioénergie.

La culture de saules à courtes rotations (CSCR) permet la remédiation de sols contaminés et le maintien des polluants de lixiviat dans le site grâce à leur fort taux d'évaporation. Les boues municipales peuvent être utilisées comme amendement des CSCR (Aronsson et al., 2001). Les cultures de saules peuvent retenir une partie de l'azote et du phosphore des eaux usées des petites et moyennes municipalités (Guidi Nissim et al., 2015; Rosenqvist et al., 1997) et des eaux de drainage agricoles (Elowson, 1999).

La méthode la plus répandue de récolte est par copeaux de saule cueillis directement au champ pour la production de biocarburants et de bioproduits industriels. Le chauffage au bois énergie de saule participe à la réduction des émissions de gaz à effet de serre. (<http://agroenergie.ca>). Les cultures de saules en plus d'être utilisées comme filtres pour le traitement des eaux usées, peuvent être utilisées pour produire des énergies renouvelables sous forme de biomasse. Les cultures de saules irriguées avec des eaux usées municipales peuvent être utilisées comme usines de traitement peu coûteuses tout en produisant du bois de chauffage (Börjesson et al., 2006; Coleman et al., 1994). Plus d'études doivent être réalisées pour analyser le risque de propagation de pathogènes dû à l'utilisation du bois de chauffage provenant des cultures utilisées pour traiter les eaux usées municipales (Börjesson et al., 2006).

2.3.2.2 Noix de coco

La composition chimique de la superficie de la noix de coco (alcools, phénols et liaisons C-O) est favorable à l'adsorption chimique. La fibre de coco prélavée, pour éliminer les composés hydrosolubles, a enlevé 99% du Cd d'une solution synthétique à pH 7 (Espinola et al., 1999). Les caractéristiques physiques et quasi imputrescibles des fibres de coco permettent leur utilisation pour filtrer et traiter les eaux usées. Le 98% de la DBO a été réduit des eaux usées urbaines

(domestiques, d'une brasserie et d'un abattoir) alimentées par percolation sur des fibres de noix de coco (Kone et al., 2012). Tandis que le filtrat a eu une tendance continue à l'alcalinisation avec des pH moyens de 8,30 pour des pH de 7,57 des eaux usées d'alimentation (Kone et al., 2015). L'utilisation de 25% de paillis de riz au traitement d'un effluent avec des couches multiples de sol aérées a diminué le pH de 10,7 à 6,4, l'utilisation de 25% de sciures a diminué le pH à 7,4 et l'utilisation de 25% de fibres de noix de coco a diminué le pH à 7,1 (Supriyadi et al., 2016).

2.3.2.3 Tourbe

La tourbe est un matériau polaire, très poreux et adsorbant avec capacité d'échange cationique. La forte attraction pour les cations basiques est due aux groupes de charge négative associés aux acides humiques et fulviques comme à l'adsorption d'échange des ions hydrogènes. Le pH a une influence sur la structure et les propriétés de la tourbe, la structure de la tourbe se dégrade à pH supérieur à 9 et à pH inférieur à 3 sa capacité chélatrice diminue. La tourbe partiellement décomposée a une meilleure capacité hydraulique et d'adsorption (Couillard, 1994). La tourbe contient de 75 à 85% d'acide humique et de 15 à 25% d'acide fulvique (Chen et al., 1990). La tourbe fibreuse de Sphaigne a un pH de 4 en raison du contenu des acides humiques (Valentin, 1986). Il peut être présumé donc que les cations de l'affluent de la tourbe sont échangés par les H^+ de la tourbe ce qui fait diminuer le pH de son effluent. La tourbe a un pH acide, ce qui produirait la diminution du pH à son effluent. Les propriétés phénoliques de la tourbe, l'environnement acide, et le grand nombre de champignons bactéricides trouvés dans le système de traitement peuvent tous avoir contribué à l'excellente réduction des bactéries coliformes fécaux des eaux usées. Le milieu froid, acide et aérobie du lit de tourbe favorise le développement et l'activité des champignons par rapport aux bactéries (Brooks, 1988). Quelques travaux portent sur l'utilisation de la tourbe pour réduire le pH alcalin. Le pH alcalin (entre 12,0 et 8,4) du filtre vertical combiné de cendres de gaz de shale et de la tourbe pour traiter le lixiviat et les eaux usées a été diminué entre 7 et 9 par un filtre de tourbe horizontal saturé (Kõiv et al., 2009). Le pH alcalin (>9) d'un filtre horizontal de cendres de gaz de shale a été diminué à 7,8 par des filtres verticaux de tourbe installés à la sortie du filtre horizontal pendant cinq mois (Liira et al., 2009). Il a été proposé d'utiliser des filtres de tourbe pour traiter l'effluent à pH élevé des filtres d'argile conçus pour enlever le phosphore (Vohla et al., 2011). Les propriétés de la tourbe sont déterminées par le milieu lors de son développement et par le degré de décomposition qui est déterminé par la quantité d'eau libérée par poids de tourbe (Ab Latif, 2003). La tourbe

« Sapric » est la plus décomposée, la tourbe « Hemic » est partiellement décomposée et la tourbe « Fibric » est la moins décomposée (Cameron et al., 1989). La tourbe « Carex » dispose d'une plus grande capacité à adsorber des métaux que la tourbe sphaigne. La tourbe sphaigne a diminué plus le pH à l'effluent que la tourbe Carex (Ringqvist et al., 2002). Les meilleurs types de tourbe pour la biofiltration des eaux usées sont les tourbes fibreuses et décomposées partiellement, car leurs effluents n'ont pas la couleur jaune et elles ont moins de problèmes de colmatage (Buelna et al., 1989).

Dans des essais où le pH a été mesuré avant et après la tourbe, il a été constaté une baisse de pH de l'ordre de 0,5, 1 et 1,5, la plupart des pH à l'affluent oscillent entre 6 et 8 (Cameron, 1978; Dubuc et al., 1986; Rana et al., 1987; Brooks, 1988; Coleman et al., 1994; Corley et al., 2006; Asapo, 2011; Stack, 2011). Le relargage de couleur a lieu entre les 5 à 8 premières semaines de filtration d'effluent de fosse septique en colonne avec des charges hydrauliques de 0,06, 0,04 et 0,18 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (Rana et al., 1987; Coleman et al., 1994; Corley et al., 2006). Si la tourbe est trop compactée s'encrassera (Kennedy et al., 2000). Avec une charge hydraulique de 0,015 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ le filtre de tourbe a été opérationnel après 5 ans. La durée de vie utile du lit de tourbe est de 5 à 10 ans. (Couillard, 1994). Cette durée de vie suggère une vitesse de dégradation lente de la tourbe. Les conditions d'opération recommandées à partir des essais de laboratoire en colonne pour traiter l'effluent de fosses septiques suggèrent des charges hydrauliques de 0,089 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ avec une superficie de tourbe de 17 m^2 et une hauteur entre 35 et 50 cm de tourbe (Rana et al., 1987). La hauteur de tourbe recommandée dans plusieurs articles varie entre 30 et 50 cm. Une hauteur de 30 cm de tourbe de sphaigne compactée à 0,12 g/cm^3 et une charge hydraulique de 0,04 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ sont recommandées pour traiter l'effluent d'une fosse septique à pleine échelle. Une charge hydraulique de 0,08 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ s'est révélée excessive à basse température (5°C) (Rock et al., 1984). Après 30 semaines de fonctionnement un enlèvement moyen de 42% de DCO a été constaté en raison du relargage de DCO et de couleur provenant de la tourbe. L'augmentation de la profondeur ou de la quantité de tourbe augmente le relargage de DCO. L'augmentation de la charge hydraulique de 0,0637 à 0,14 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ diminue la capacité de traitement de la tourbe (Rana et al., 1987). Le relargage de DCO et de DBO est relié directement à la charge de DCO et de DBO de l'affluent; plus la charge à l'affluent est haute, plus le relargage à l'effluent sera observé rapidement. Si les MES sont élevées à l'affluent la tourbe s'encrassera (Pérez et al., 2005). Après

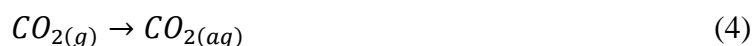
44 semaines de fonctionnement de la tourbe, il est suggéré de la faire reposer (20 à 40 jours) ou bien de la laver avec de l'eau distillée pour augmenter sa capacité d'adsorption (Rana et al., 1987).

D'habitude la tourbe est supportée dans la colonne avec une couche de 5 ou 6 cm de gravier calcaire ou gravier concassé (taille environ 25 mm). Parfois aussi sur le gravier est disposée une couche d'environ 10 cm de sable de taille 2 mm et la tourbe est placée sur le sable. Sur le dessus de la tourbe, 5 cm de roches calcaires ou de coquilles sont placés pour mieux distribuer l'affluent.

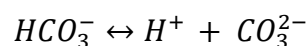
2.3.3 Dioxyde de carbone

Dans quelques stations d'épuration des eaux usées le dioxyde de carbone a été utilisé pour neutraliser un pH élevé (M&EA, 2014).

Quand le CO_2 est dissous dans l'eau, les réactions suivantes ont lieu :



où $H_2CO_3^* = CO_{2(aq)} + H_2CO_3$



Pour des valeurs de pH supérieurs à 9 le CO_2 peut réagir directement avec l' OH^- :



   pH<8 la réaction est négligeable, mais à pH>9, la réaction de l'équation 7 domine l'hydratation.

La concentration du carbonate dissous dans l'eau dépend du pH. La variation avec le pH des différentes espèces de carbonate dissous dans l'eau est présentée au Tableau 2.1.

Tableau 2.1: Présence des composants selon le pH

pH	Composants dominants
<6,3	$H_2CO_3^*$
6,3	activités de HCO_3^- et H_2CO_3 ��gales
6,3-10,3	HCO_3^-
10,3	activités de HCO_3^- et CO_3^{2-} ��gales
>10,3	CO_3^{2-}

(Appelo et al., 2005; Sigg et al., 2006; Stumm et al., 1996)

La capacité de neutralisation des bases d'une eau naturelle en équilibre avec l'atmosphère est définie par :

$$H_{total} = [H^+] - [OH^-] - [HCO_3^-] - 2[CO_3^{2-}] \quad (8)$$

la capacité de neutralisation des acides par :

$$Alcalinité = [OH^-] + [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] - [H^+] \quad (9)$$

(Sigg et al., 2006).

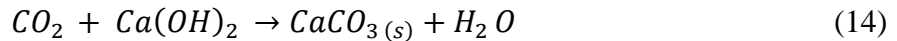
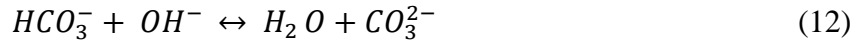
et le carbone inorganique total (C_T) :

$$C_{total} = [H_2CO_3^*] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] \quad (10)$$

où $H_2CO_3^* = CO_{2(aq)} + H_2CO_3$

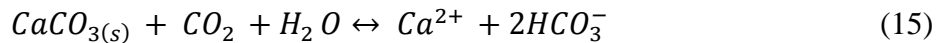
Pour chaque valeur de C_T et d'alcalinité le pH est fixe (Stumm et al., 1996).

En présence de $Ca(OH)_2$ les réactions suivantes sont possibles (Yagi et al., 1984; Hikita et al., 1976) :



Le $CaCO_3$ précipite quand l'indice de saturation ($pH - pH_{eq.}$) est supérieur à 0 (Stumm et al., 1996) et la nucléation et la croissance des cristaux ont lieu (Yagi et al., 1984). La taille des particules du $CaCO_3$ est affectée par le débit de CO_2 injecté dans une solution de $Ca(OH)_2$, laquelle diminue quand le débit augmente. La taille des particules diminue avec la diminution de la taille des bulles, la diminution de la concentration de CO_2 et la conséquente augmentation de pH. La diminution de pH augmente le temps de précipitation du $CaCO_3$ (Feng et al., 2007).

Le dioxyde de carbone de l'atmosphère réagit avec le $CaCO_3$ précipité dans l'eau (Stumm et al., 1996) :



Le CO_2 en contact avec de l'eau diminue son pH à cause de la libération de H^+ , quand le pH de l'eau est inférieur à 8,3 ($\text{pH}_{\text{eq}} \text{CaCO}_3$) la calcite est dissoute.

Le traitement des effluents industriels alcalins avec du dioxyde de carbone est plus avantageux du point de vue technique et économique que les procédés qui utilisent des acides (Simas et al., 1988). En effet, le dioxyde de carbone réduit rapidement le pH et est moins dangereux à utiliser et entreposer, non corrosif et moins coûteux que l'acide sulfurique. L'effet tampon de l'ion bicarbonate permet un meilleur contrôle du pH final sans risque de trop le dépasser. Son dosage peut être automatisé (Al-Mutaz et al., 2001).

L'utilisation de CO_2 pour diminuer le pH alcalin est très efficace pour la diminution jusqu'à pH 8 mais inefficace pour la diminution à pH inférieur à 8,0; en raison de l'effet tampon de l'ion bicarbonate formé pendant le traitement. Le pH optimal se trouve entre 8,0 et 8,5 (Casciano, 1978). Pour réduire le pH de 11,8 à 8,3 de l'effluent alcalin d'une usine chlore-alcali, l'injection de CO_2 par fines bulles a été la meilleure option économique et la meilleure alternative pour éviter l'hyperacidification de l'eau. L'injection a été effectuée à travers un réservoir de 3,1 m de profondeur afin de maximiser la dissolution et l'absorption du CO_2 avant d'atteindre la surface (Griffith et al., 1982). Le pH de l'effluent d'une unité de traitement d'eau a été réduit de 12 à 7 par injection de CO_2 (Enyi et al., 2007). Il a été étudié à échelle de laboratoire l'effet du CO_2 pour diminuer le pH alcalin des effluents de la construction de tunnels., le pH descend rapidement à 8,0 et un peu plus lentement pour atteindre le pH 6,4. La concentration de CO_2 à $\text{pH} > 8$ est inférieure à 40 mg/L, mais augmente rapidement quand le pH diminue pour atteindre un plateau entre 150-200 mg/L (Garmo et al., 2014). Des études réalisées pour réduire le pH alcalin des effluents ont conclu que l'utilisation de CO_2 est plus économique et moins dangereuse que l'utilisation d'acides inorganiques tel que l'acide sulfurique pour la réduction jusqu'à pH 7,5. Pour réduire le pH à des valeurs en dessous de 7 il a été recommandé de rechercher autre alternative que l'utilisation de CO_2 (Wine et al., 1986).

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

3.1 Montage expérimental

Le programme expérimental est divisé en deux parties. Une première partie présente les essais en colonnes utilisant des médias inertes et une deuxième partie avec des médias constitués de matériau organique.

3.1.1 Médias inertes

La méthodologie de cette partie est décrite dans l'article au CHAPITRE 4. Deux colonnes à scories ont été connectées en parallèle et chacune a servi à alimenter une colonne de neutralisation (Figure 3.1). Les scories utilisées avaient un diamètre de 5 à 10 mm et ont été fournies par la compagnie Arcelor Mittal située à Contrecoeur, Québec. La colonne à scories no 1 a été alimentée par la solution synthétique no. 1 composée de KH_2PO_4 , K_2HPO_4 , NaHCO_3 et CaCl_2 . La colonne à scories no. 2 a été alimentée par une solution synthétique composée de CH_3COOH et de CH_3COONa . Le mélange des gaz air et CO_2 a été réalisé dans un récipient scellé avec une sonde de CO_2 à l'intérieur, en utilisant de l'air d'un compresseur et du CO_2 d'une bouteille de gaz CO_2 . Figure 3.1.

Les colonnes de neutralisation ont été testées sans média, avec gravier, média Bionest et AnoxKaldnes K3 décrits au CHAPITRE 4. Le média Bionest est composé d'un film en plastique allongé disposé en forme de nid. Le média AnoxKaldnes K3 est composé de polyéthylène de haute densité configuré de plusieurs cavités de forme alvéolaire. Des photos des matériaux inertes utilisés sont présentées aux figures 3.2 et 3.3.

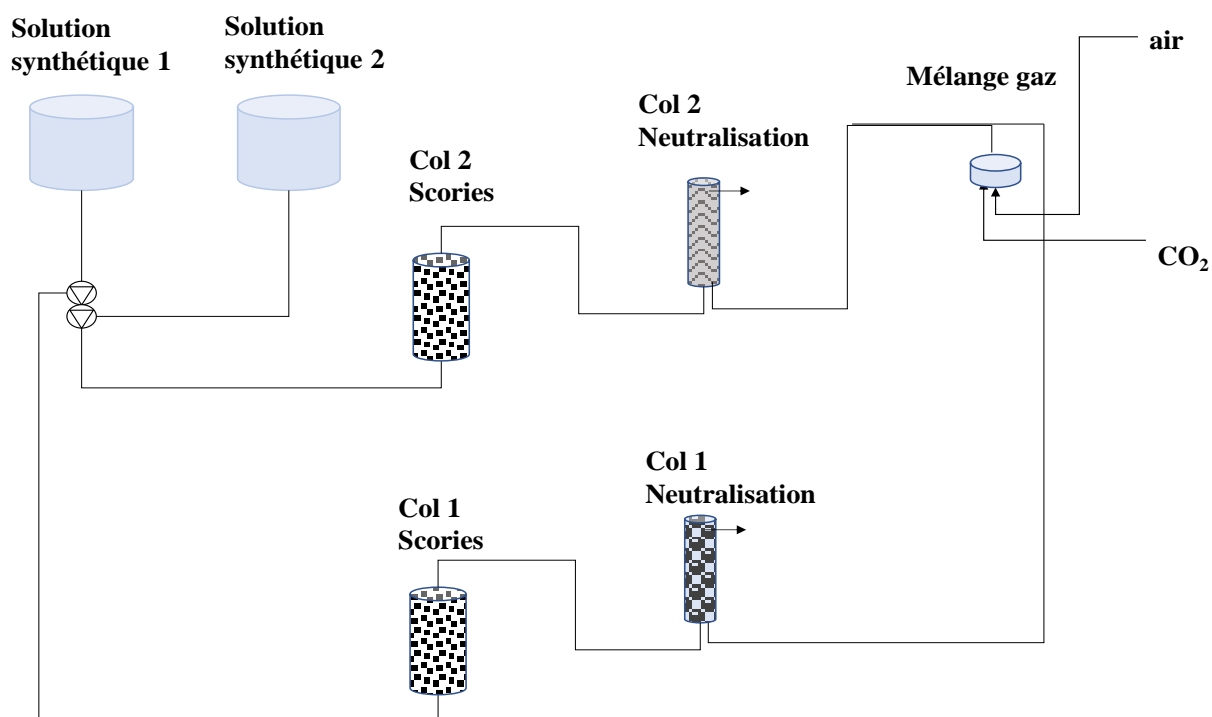


Figure 3.1: Montage expérimental des essais de neutralisation (médias inertes)



Figure 3.2: Gravier 5-10 mm utilisé dans la colonne de neutralisation no. 1

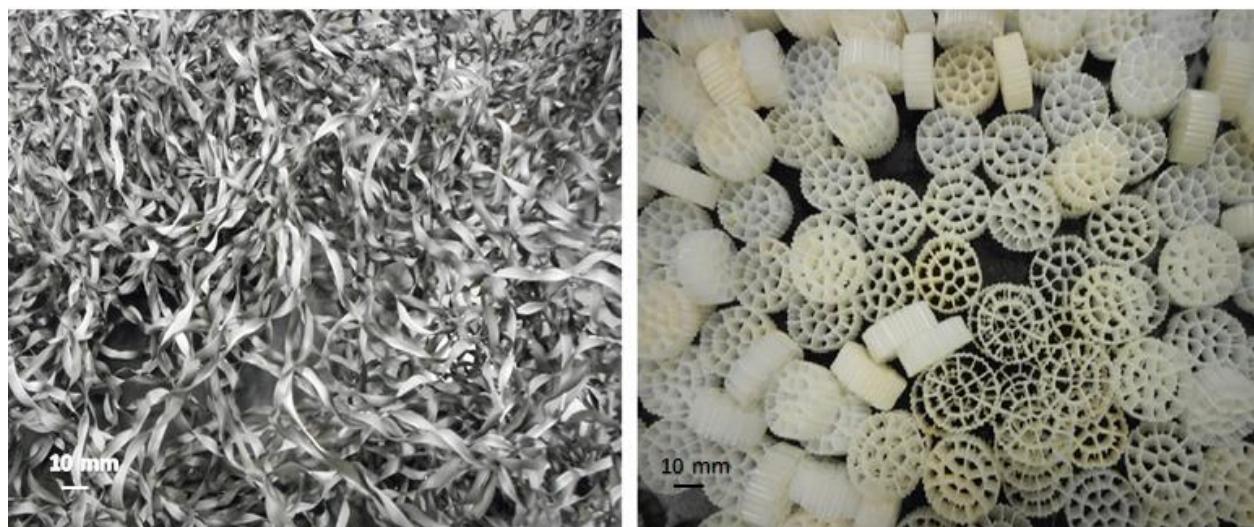


Figure 3.3: Média Bionest à gauche et AnoxKaldnes K3 à droite utilisés dans la colonne de neutralisation no. 2

3.1.2 Médias organiques

La deuxième partie expérimentale avec des matériaux organiques a été effectuée suite aux essais avec les médias inertes. Trois types de matériaux ont été testés pour évaluer leur capacité de neutralisation. Le choix de matériau a été réalisé en fonction des résultats des essais de neutralisation réalisés par Guan (Guan, 2016) tel qu'expliqué au paragraphe 2.3.2. Dans une première phase, les copeaux de saule et la noix de coco ont été testés et dans une deuxième phase, la tourbe a été testée. Les conditions d'opération des essais réalisés sont présentées au Tableau 3.1. Dans ce tableau les conditions d'opération de chaque colonne sont présentées en ordre chronologique.

Tableau 3.1: Conditions d'opération des colonnes de neutralisation avec matériau organique

Code	No de colonne	Mode d'alimentation	Type d'air	Média	Concentration du média (g/cm ³)	Hauteur du média (cm)	TRHv (h)	pH moyen de l'effluent de la colonne à scories	Durée (jours)	Gamme de débit d'air testé* (mL/min)	Gamme de concentration de CO ₂ (ppm)
SAS	1	Saturé	n.d.	Copeaux de saule	0,13	39,5	6	10,75±0,17	21	0	0
SAS	1	Saturé	Ambiant	Copeaux de saule	0,13	39,5	6	10,63±0,03	23	220-247	400
SAS	1	Saturé	Enrichi	Copeaux de saule	0,13	39,5	6	10,71±0,08	40	169-273	1755-8627
À partir de ce moment la colonne no. 2 à scories alimente les deux colonnes de neutralisation											
SAS	1	Saturé	n.d.	Copeaux de saule ensemencés avec des boues activées	0,12	120,5	20	11,28±0,05	49	0	0
SAT	1	Saturé	Ambiant	Tourbe	0,048	115	11	11,15±0,09	41	30-780	400
SAT	1	Saturé	n.d.	Tourbe	0,048	115	11	10,92±0,08	28	0	0
SAC	2	Saturé	n.d.	Noix de coco	0,089	40	6	11,33±0,05	23	0	0
SAC	2	Saturé	Ambiant	Noix de coco	0,089	40	6	11,51±0,04	21	249-559	400
SAC	2	Saturé	Enrichi	Noix de coco	0,089	40	6	11,45±0,09	40	260-634	1755-8627
SAC	2	Saturé	n.d.	Noix de coco + Tourbe	0,056	111	20	11,28±0,05	49	0	0
PAT	2	Percolant	Ambiant	Tourbe	0,045	121,5	-	11,15±0,09	41	239-1960	400
PAT	2	Percolant	n.d.	Tourbe	0,045	121,5	-	10,89±0,08	28	0	0

*Conditions standards à 1atm et 20°C

3.1.1.1 Copeaux de saule et noix de coco

Les copeaux de saule (Figure 3.5 à gauche) ont été fournis par la compagnie Agro Énergie située à St-Roch-de-l'Achigan, Québec. Les copeaux de saule sont un mélange issu de la fragmentation de rameaux (diamètre < 7 cm) d'essences d'arbres à prédominance feuillues (au moins 80% du mélange) (<http://agroenergie.ca>). Les fibres de noix de coco (Figure 3.5 à droite) ont été fournies par Mousses de l'Estrie située à Lambton, Québec.

Le matériau a été tamisé pour enlever les particules fines avec un tamis de 2.8 mm (compagnie Tyler), lavé à l'eau, séché à l'air et tamisé à nouveau avec le même tamis.

Le montage d'opération utilisé a été le même que pour les médias inertes. Les deux colonnes de neutralisation ont été opérées en parallèle et les hauteurs d'eau étaient de 39,5 cm dans la colonne no. 1 et 40 cm dans la colonne no. 2. Les deux réservoirs d'alimentation des colonnes à scories étaient remplis avec la solution synthétique no. 1 (Figure 3.4).

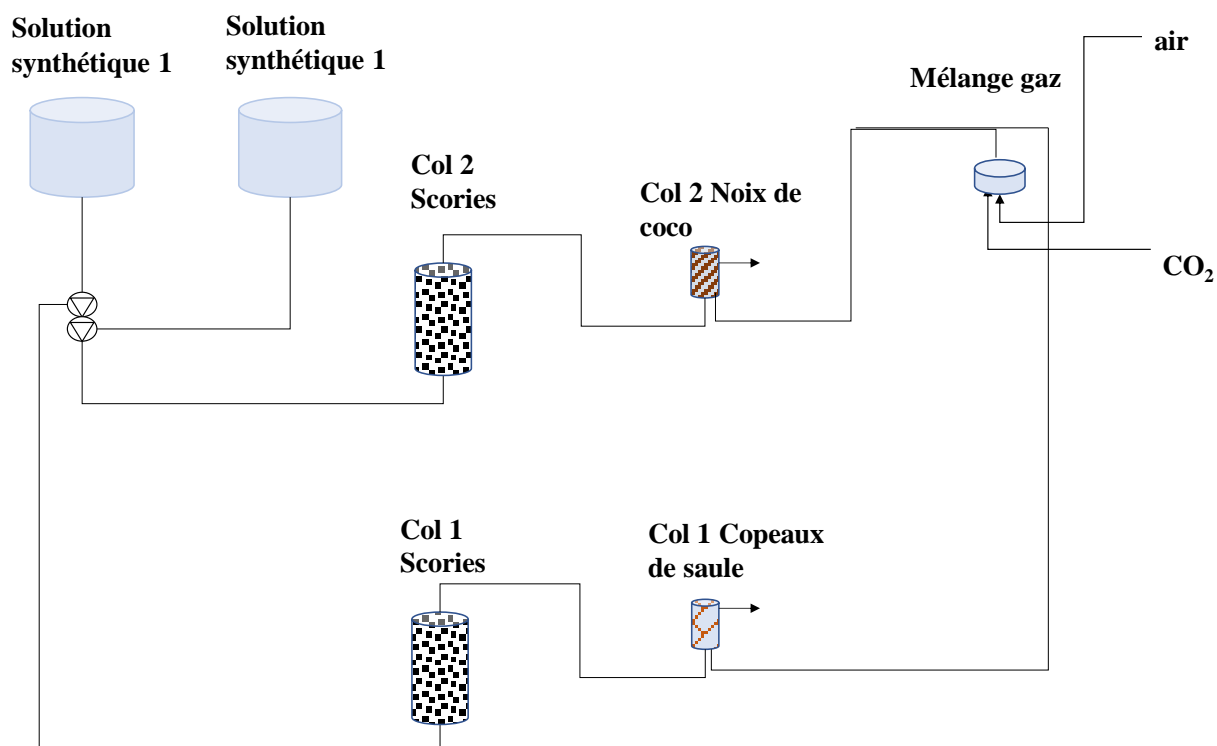


Figure 3.4: Montage expérimental des essais de neutralisation (noix de coco et copeaux de saule)

3.1.1.2 Copeaux de saule et boues activées

À partir du jour 84 d'opération, les deux colonnes de neutralisation ont été vidées et remplies à nouveau jusqu'à 130 cm de hauteur d'eau. La colonne à scories no. 1 a été arrêtée et les deux colonnes de neutralisation ont été alimentées par la colonne à scories no. 2 (solution synthétique no. 1) (Figure 3.6). La colonne de neutralisation no. 1 a été remplie avec des copeaux de saule ensemencés avec des boues activées de l'usine d'épuration de St-Roch-de-l'Achigan. La masse de 500 g de copeaux de saule a été ensemencée avec 430 mL de boues activées dans 5000 mL d'eau pendant 48h, tamisée par la suite et séchée sur une table à température ambiante. La colonne a été remplie avec 494,5 g de copeaux de saule ensemencés. Les caractéristiques des boues activées étaient 3825 mg/L en demande chimique en oxygène (DCO), 3120 mg/L en matières en suspension (MES) et 2413 mg/L en matières volatiles en suspension (MVES).

3.1.1.3 Noix de coco et tourbe

La colonne no. 2 a été remplie avec un mélange 50%v/v de noix de coco (201 g) et de tourbe mousse de sphaigne longue (59 g). La tourbe utilisée de la compagnie Fafard a été achetée dans un détaillant. L'image de la tourbe est présentée à la Figure 3.7 à gauche.



Figure 3.5 : Copeaux de saule utilisés dans la colonne no. 1 et noix de coco utilisé dans la colonne no. 2

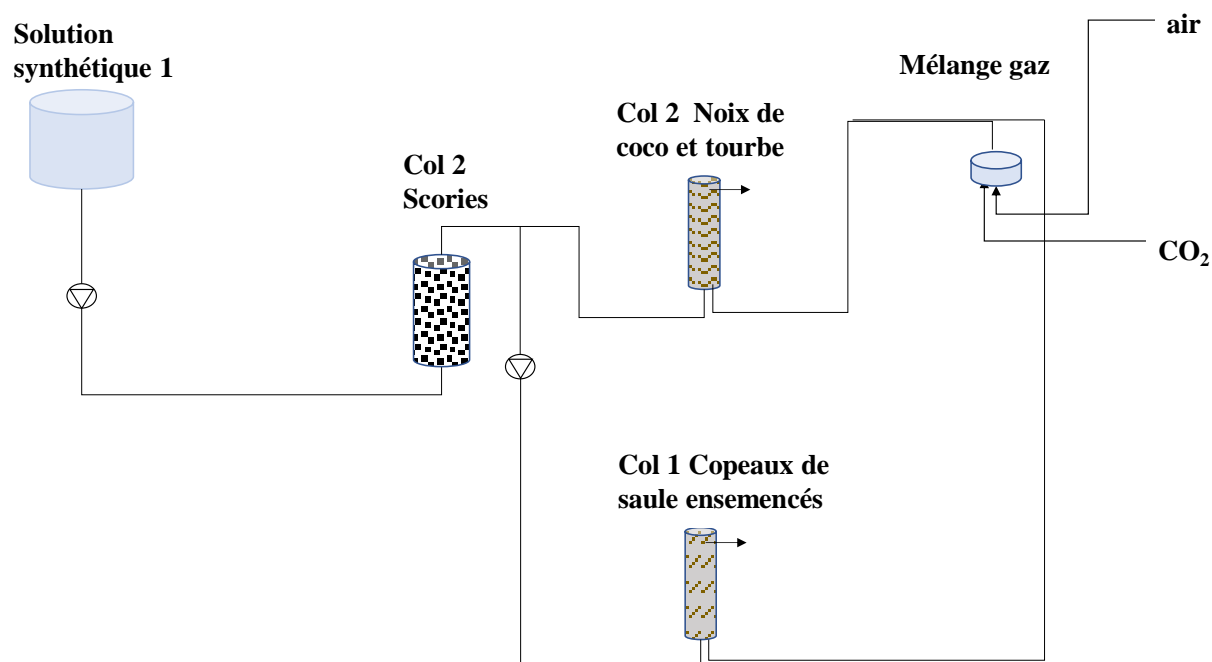


Figure 3.6: Montage expérimental des essais de neutralisation (noix de coco et copeaux de saule) alimenté par la colonne à scories no. 2

3.1.1.4 Tourbe de sphaigne grossière

La tourbe pour réaliser la deuxième phase des essais (Figure 3.7 à droite) a été fournie par la tourbière Lambert située à Beloeil, Québec. Le pH et la conductivité de la tourbe dans l'eau ont été 3,3 à 4,3 et 0,25 mS/cm respectivement et le diamètre entre 0,1 et 20 mm (communication personnelle). La tourbe n'a pas été pré traitée (lavée et séchée) et elle a été placée dans les colonnes sur 5 cm de gravier et, dans le cas de la condition saturée, 5 cm de gravier a été placé sur la partie supérieure de la tourbe pour éviter le colmatage des tuyaux et l'obstruction à l'écoulement de l'eau. Pour permettre une meilleure distribution de l'eau dans la colonne de neutralisation percolant un sac en tissu rempli de sable et divisé en quatre sections a été placé à l'entrée de la colonne. Le montage des colonnes est présenté à la Figure 3.8 et la photo du montage à la Figure 3.9. La solution synthétique no. 1 a été utilisée pour la colonne à scories no. 2 dont l'effluent a servi à alimenter les deux colonnes de neutralisation.

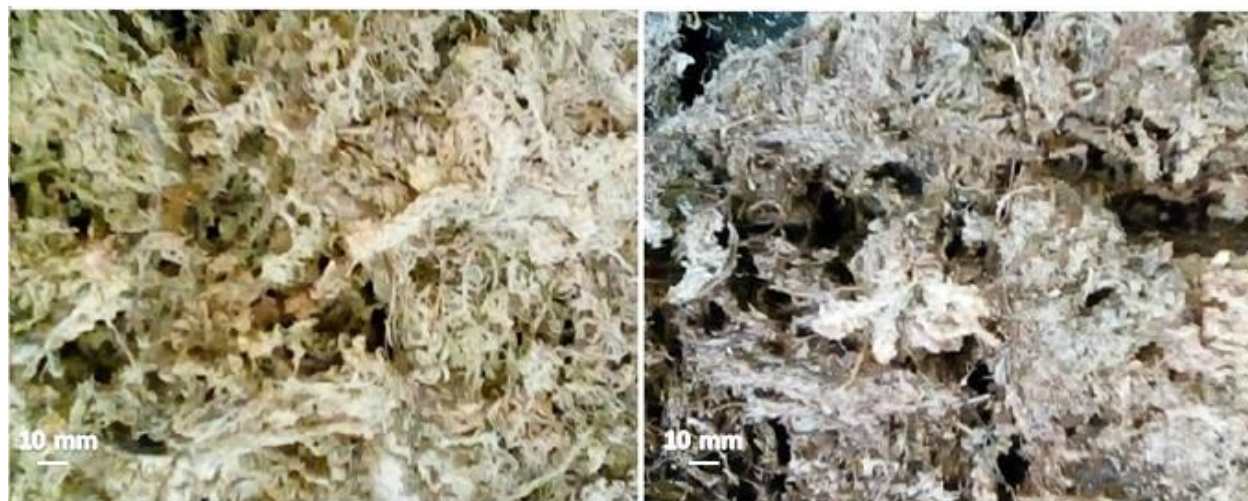


Figure 3.7 : Tourbe mousse de sphaigne longue et tourbe de sphaigne grossière

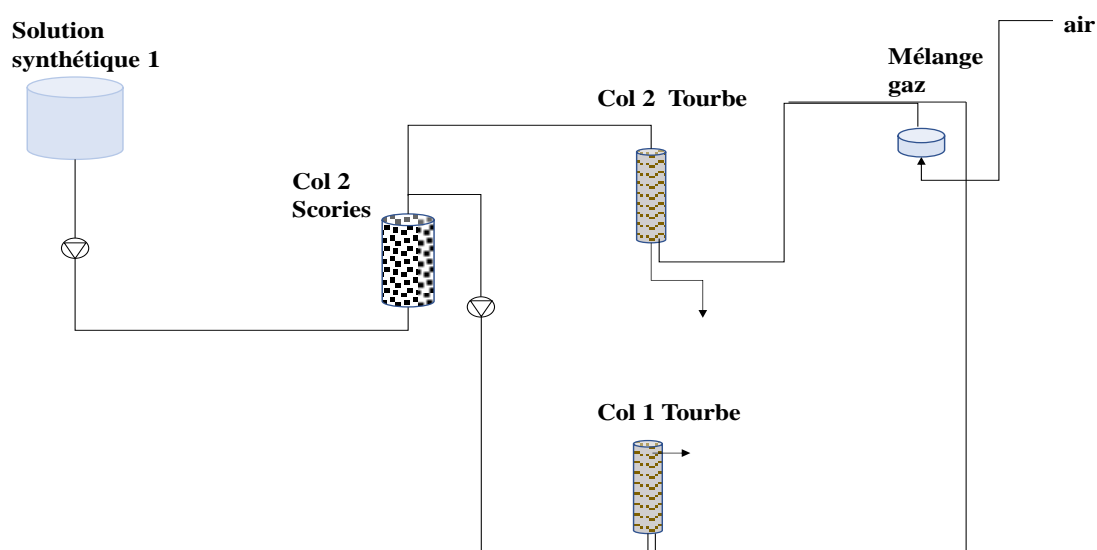


Figure 3.8: Montage expérimental des essais de neutralisation avec la tourbe

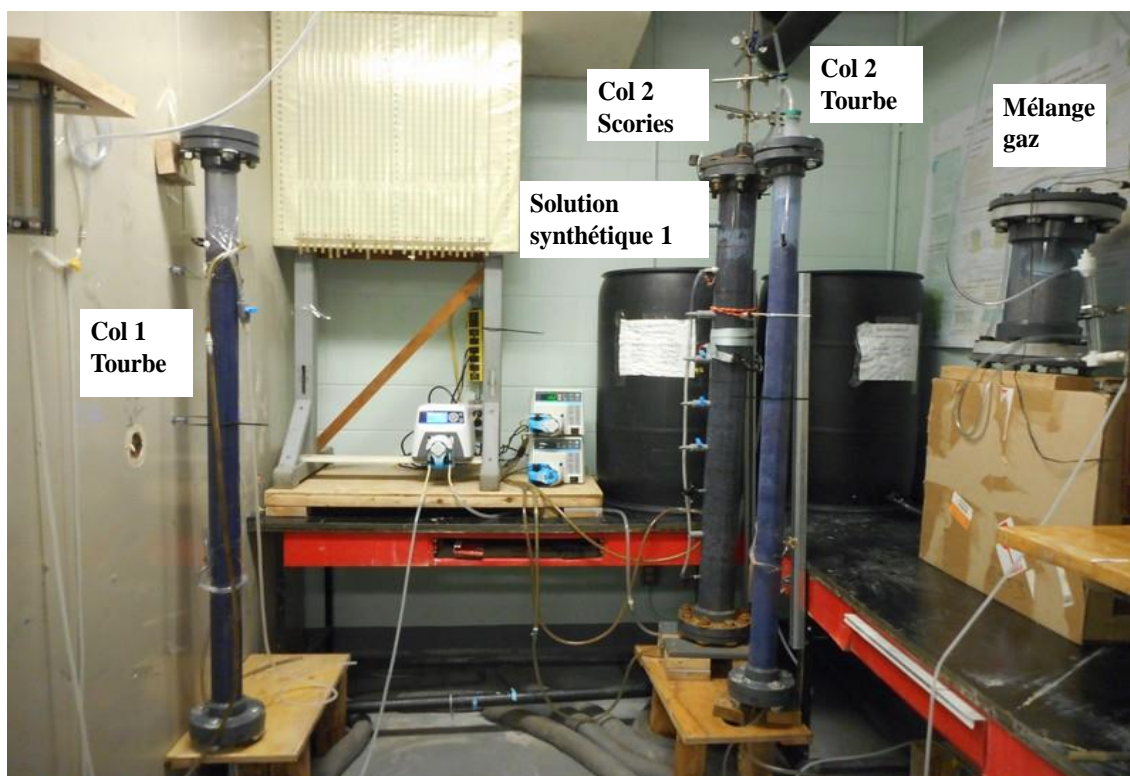


Figure 3.9 : Photo du montage laboratoire de l'unité de neutralisation avec la tourbe

3.2 Échantillonnage

Afin de déterminer l'efficacité des différentes configurations d'unités de neutralisation, le pH, l'alcalinité, le carbone inorganique dissous (CID) et la concentration de calcium ont été mesurés. De plus, pour les configurations avec matériau organique, afin d'évaluer s'il y a fuite de substances du média, la concentration de manganèse, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique carbonée en oxygène (DBO_{5C}), les matières en suspension (MES), les matières volatiles en suspension (MVES), la couleur et la turbidité ont été mesurées. Le débit a été mesuré avant l'échantillonnage. La fréquence d'échantillonnage et les paramètres à être analysés sont indiqués au Tableau 3.2 pour les essais avec les matériaux inertes et au Tableau 3.3 pour les essais avec les matériaux organiques.

Tableau 3.2: Programme d'échantillonnage des matériaux inertes

Activité	Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi
Changement de débit d'air					
pHaff					
Caaff					
Alcaff					
CIDaff					
pHeff					
Caeff					
Alceff					
CIDeff					
Débit					

Note : Les zones ombragées représentent les journées d'échantillonnage pour les paramètres identifiés.

Tableau 3.3: Programme d'échantillonnage des matériaux organiques

Activité	Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi	Commentaires
pHaff						
Caaff						1 fois chaque deux semaines
Mnaff						1 fois par mois
Alcaff						1 fois chaque deux semaines
CITaff						1 fois chaque deux semaines
CIDaff						1 fois chaque deux semaines
COTaff						1 fois chaque deux semaines
CODaff						1 fois chaque deux semaines
DCOtot.aff						1 fois chaque deux semaines
DCOfaff						1 fois chaque deux semaines
MESaff						1 fois chaque deux semaines

Tableau 3.3: Programme d'échantillonnage des matériaux organiques (suite)

MVESaff						1 fois chaque deux semaines
DBO ₅ Caff						1 fois chaque deux semaines
Couleur						1 fois chaque deux semaines
pHeff						
Ca _{eff}						
M _{neff}						
Al _{eff}						
CIT _{eff}						
CID _{eff}						
COT _{eff}						
COD _{eff}						
DCO _{tot} .eff						
DCO _{eff}						
ME _{Seff}						1 à 4 fois par mois
MVE _{Seff}						1 à 4 fois par mois
DBO ₅ C _{eff}						1 à 4 fois par mois
Couleur						
Débit						

Note : Les zones ombragées représentent les journées d'échantillonnage pour les paramètres identifiés.

3.3 Déterminations analytiques

Les méthodes analytiques sont présentées au Tableau 3.4. Les échantillons et les échantillons filtrés ont été couverts d'un film de paraffine juste après l'échantillonnage et ont été analysés dans une heure après l'échantillonnage, pour limiter le contact avec le CO₂ de l'air ambiant. Les échantillons filtrés ont été filtrés sur un filtre PALL à membrane en ester mixte de cellulose, hydrophile et de porosité 0,45 µm.

Le débit a été mesuré avec un cylindre gradué placé à la sortie des colonnes de neutralisation pendant au moins 30 minutes.

Tableau 3.4: Méthodes analytiques

Paramètre	Symbole ou abréviation	Unités	Instrument	Méthode
pH	pH	-	pH-mètre XL15 Fischer Scientific avec sonde VWR 89231-596 rechargeable avec KCl 3M.	Trois points de calibration aux pH 7, 10 et 12. Méthode standard 4500 H ⁺ (APHA et al., 2012).
Alcalinité	Alc	mg CaCO ₃ /L	Titrateur automatique DL28 Electrometric Titrator (Mettler Toledo, USA).	Alcalinité mesurée par titration à l'acide sulfurique 0,02N, 0,05N ou 0,1N jusqu'au pH de 4,5 selon la méthode standard 2320B (APHA et al., 2012).
Calcium	Ca	mg Ca/L	Appareil d'absorption atomique de flamme AAnalyst.	Échantillon filtré et acidifié avec HNO ₃ 6N avant son analyse. Méthode standard de spectrométrie de masse (Québec, 2006).
Manganèse	Mn	mg Mn/L	Appareil d'absorption atomique de flamme AAnalyst.	Échantillon filtré et acidifié avec HNO ₃ 6N avant son analyse. Méthode standard de spectrométrie de masse (Québec, 2006).
Demande chimique en oxygène	DCO	mg DCO/L	Spectrophotomètre Hach DR2800. Incubateur Hach DRB200.	Méthode au dichromate de potassium, méthode 8000 de Hach® correspondant à la méthode standard 5220 D. Des témoins positifs de biphtalate de potassium ont été préparés selon la méthode standard 5220 B (APHA et al., 2012).
Demande biochimique en oxygène carbonée	DBO ₅ C	mg DBO/L	Appareil de mesure d'oxygène dissous (oxymètre) YSI 5000.	Méthode standard 5210 B (APHA et al., 2012).

Tableau 3.4: Méthodes analytiques (suite)

Matières en suspension	MES	mg MES/L	Étuve Isotempoven Fisher Scientific (à 105 °C).	MES mesurées en quantifiant la masse de résidu accumulé sur un filtre de verre de 1,2 µm Whatman TM et chauffé à 105°C selon la méthode standard 2540 D (APHA et al., 2012).
Matières volatiles en suspension	MVES	mg MVES/L	Étuve IsotempMuffleFurnace Fisher Scientific (à 550 °C).	MVES mesurées en quantifiant la masse de résidu accumulé sur un filtre de verre 1,2 µm Whatman TM et volatilisé à 550°C selon la méthode standard 2540 E (APHA et al., 2012).
Carbone inorganique total	CIT	mg C/L	Chromatographe Dohrman Rosemount DC-190.	Méthode standard 5310 B à haute température, méthode de combustion (APHA et al., 2012).
Carbone organique total	COT	mg C/L	Chromatographe Dohrman Rosemount DC-190.	Méthode standard 5310 B à haute température, méthode de combustion (APHA et al., 2012).
Carbone inorganique dissous	CID	mg C/L	Chromatographe Dohrman Rosemount DC-190.	Échantillon filtré. Méthode standard 5310 B à haute température, méthode de combustion (APHA et al., 2012).
Carbone organique dissous	COD	mg C/L	Chromatographe Dohrman Rosemount DC-190.	Échantillon filtré. Méthode standard 5310 B à haute température, méthode de combustion (APHA et al., 2012).
Dioxyde de carbone	CO ₂	ppm CO ₂	Sonde Wöhler CDL 210 dans la colonne de mélange de gaz.	-
Couleur	Couleur	UH	Appareil Aqua Orbeco Hellige, gamme 5-100 unités Hazen.	Méthode standard de comparaison visuelle 2120 B (APHA et al., 2012).

Tableau 3.4: Méthodes analytiques (suite)

Turbidité	Tu	UTN	Turbidimètre Hach 2100N.	Méthode standard néphélométrique 2130 B (APHA et al., 2012).
Oxygène dissous	OD	mg O ₂ /L	Oxymètre YSI 5000.	Méthode standard 4500-O G (APHA et al., 2012).
Électroconductivité	EC	µS/cm	Conductimètre SevenCompact Conductivity (Mettler Toledo, USA) et sonde InLab®731 ISM	Méthode standard 2510 A (APHA et al., 2012).

3.4 Essais de traceur

Les essais de traceur ont été réalisés pour chaque condition de neutralisation avec média inerte. Avec les matériaux organiques les essais de traceur ont été réalisés pour les configurations SAS et SAC au TRH de 6 h et pour les configurations avec la tourbe. Le traceur artificiel utilisé a été la fluorescéine. La fluorescéine a été injectée dans la colonne en un seul ajout de 0,1 mg dans les colonnes de tourbe et de 0,05 mg dans les colonnes de copeaux de saule et noix de coco.

Des volumes égaux d'effluent de chaque colonne ont été collectés périodiquement et ont été testés en mesurant l'absorbance à l'aide d'un spectrofluorophotomètre (Shimadzu modèle RF-1501).

CHAPITRE 4 **ARTICLE 1: DEVELOPMENT AND MODELLING OF A STEEL SLAG FILTER EFFLUENT NEUTRALIZATION PROCESS WITH CO₂-ENRICHED AIR FROM AN UPSTREAM BIOPROCESS**

Cet article a été accepté pour publication par la revue Water Research le 2 novembre 2017. Cet article englobe l'expérimentation réalisée avec les médias inertes dans les laboratoires de Polytechnique ainsi que les essais sur le terrain réalisés par Bionest. Un modèle pour prédire la capacité de neutralisation des différentes unités a été développé avec PHREEQC.

Patricia Bove¹, Dominique Claveau-Mallet^{1*}, Étienne Boutet², Félix Lida² and Yves Comeau¹

¹Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, Montreal, Quebec, Canada, H3C 3A7

²Bionest, 55, 12^e Rue, C.P. 10070, Shawinigan, Quebec, Canada, G9T 5K7

* corresponding author: dominique.claveau-mallet@polymtl.ca

ABSTRACT

The main objective of this project was to develop a steel slag filter effluent neutralization process by acidification with CO₂-enriched air coming from a bioprocess. Sub-objectives were to evaluate the neutralization capacity of different configurations of neutralization units in lab-scale conditions and to propose a design model of steel slag effluent neutralization. Two lab-scale column neutralization units fed with two different types of influent were operated at hydraulic retention time of 10 hours. Tested variables were mode of flow (saturated or percolating), type of media (none, gravel, Bionest and AnoxKaldnes K3), type of air (ambient or CO₂-enriched) and airflow rate. One neutralization field test (saturated and no media, 2000 to 5000 ppm CO₂, sequential feeding, hydraulic retention time of 7.8 hours) was conducted for 7 days. Lab-scale and field-scale tests resulted in effluent pH of 7.5 to 9.5 when the aeration rate was sufficiently high. A model was implemented in the PHREEQC software and was based on the carbonate system, CO₂ transfer and calcite precipitation; and was calibrated on ambient air lab tests. The model was validated with CO₂-enriched air lab and field tests, providing satisfactory validation results over a wide range of CO₂ concentrations. The flow mode had a major impact on CO₂ transfer and hydraulic efficiency, while the type of media had little influence. The flow mode also had a major impact on the calcite surface concentration in the reactor: it was constant in saturated mode and was increasing in

percolating mode. Predictions could be made for different steel slag effluent pH and different operation conditions (hydraulic retention time, CO₂ concentration, media and mode of flow). The pH of the steel slag filter effluent and the CO₂ concentration of the enriched air were factors that influenced most the effluent pH of the neutralization process. An increased concentration in CO₂ in the enriched air reduced calcite precipitation and clogging risks. Stoichiometric calculations showed that a typical domestic septic tank effluent with 300 mg/L of biodegradable COD provides enough biological CO₂ for neutralization of a steel slag effluent with pH of 10.5 to 11.5. A saturated neutralization reactor with no media operated at hydraulic retention time of 10 h and a concentration of 2000 ppm in CO₂ enriched air is recommended for full-scale applications.

Keywords: Steel slag filter; Neutralization; Gas transfer; Wastewater; CO₂; Modelling

4.1 Introduction

Phosphorus removal is required for wastewater effluents discharged into sensitive environments such as lakes or upstream of a lake in the province of Quebec, Canada. For residential systems with a point discharge, a tertiary treatment criteria for total phosphorus (TP) is set at 1 mg TP/L (MDDELCC, 2017). Slag filters are efficient and economical for phosphorus removal and they could be used in isolated dwellings tertiary treatment. However, effluent pH of 11 makes its application difficult (Barca et al., 2012). These values exceed the pH discharge criteria between 6.0 and 9.5 applied for water resource recovery facilities (LégisQuébec, 2017).

This project is carried out as part of a larger project to develop a slag filter phosphorus treatment system for onsite and decentralized treatment of domestic wastewater. The main objective of this project was to develop a steel slag filter effluent neutralization process by using passive CO₂ acidification. Secondary objectives of this project were to evaluate the neutralization capacity of different configurations of neutralization units in laboratory conditions and to propose a design model of steel slag effluent neutralization. The variables tested were the aeration rate, the media used (none, Bionest, AnoxKaldnes K3 and gravel), the type of flow (saturated or percolating) and the CO₂ air concentration. A model for CO₂ transfer and calcite precipitation was developed, calibrated and validated with lab and field tests.

Two approaches were previously used for phosphorus removal from wastewater using reactive alkaline filters: treatment of a primary or of a secondary effluent. Nilsson et al. (2013a) used

reactive filters with a high recirculation rate for the treatment of a primary effluent for 90 days, resulting in 40-80% phosphate removal. Claveau-Mallet et al. (2015) used a slag filter in a recirculation line within a septic tank, which increased 36% the total phosphorus removal of the septic tank. Karabelnik et al. (2012) fed primary effluent to a percolating filter followed by a horizontal saturated filter both filled by oil shale fly ash. They achieved combined removal of organic matter, nitrogen and phosphorus. It was shown that a high organic matter concentration reduced the phosphorus removal efficiency of a slag filter (Nilsson et al. 2013b), enlightening the need for a secondary treatment prior to the reactive filter for increased longevity.

Reactive alkaline filters as tertiary treatment (fed with secondary effluent) has been tested by several research teams. Slag filters have been tested as tertiary units following an aerated bed (Kõiv et al., 2016) or constructed wetlands (Barca et al., 2013). While past studies on phosphorus removal are focused on phosphorus removal efficiency and filter longevity, little attention has been given to process design of the high-pH effluent neutralization.

The originality of this project resides in the evaluation of the neutralization capacity of different configurations of neutralization units in laboratory conditions and the proposal of a mechanistic model of steel slag effluent neutralisation. The original neutralization strategy is to use CO₂ enriched air coming from a biological wastewater treatment process (Boutet et al., 2017), which is more passive and economical than using CO₂ from gas cylinders. Confined secondary treatment processes typically used in decentralized applications are expected to provide CO₂ enriched air with a concentration between 1000 and 5000 ppm.

The pH of alkaline reactive filters effluents for P removal using steel slag (Claveau-Mallet et al., 2013; Penn et al., 2016) or hydrated oil shale ash (Kõiv et al., 2010) is typically between pH 11 and 12 at the beginning of operation, and it drops progressively to 9 or less. Calcite precipitation in alkaline reactive filter neutralization is expected because of typical high calcium concentration in such effluents (Vohla et al., 2011).

4.1.1 Use of CO₂ for alkaline wastewater neutralization

CO₂ acidification has already been used to neutralize various wastewater streams such as ash-pond effluents, cooling water or others (Wine & Morrison, 1986). For example, a pilot-scale basic oxygen furnace slag filter effluent with pH between 11.5 and 12.0 was successfully neutralized

using pure CO₂ during 2 years (Hussain et al., 2014). This filter treated lake water with phosphate concentrations between 0.25 and 0.49 mg/L. In their study, 0.01 moles of CO₂/L liquid effluent were used to reduce effluent pH between 6.5 and 8.5. The need of CO₂ was higher in the first days of operation, when the slag filter effluent pH was higher. In another study (Mayes et al., 2006), a 1500 m² pond of alkaline (pH>10) leachate from a steel slag storage pile was documented. Natural attenuation by ambient air CO₂ and biological activity from the wetland was observed in this pond. Calcite precipitation rate downstream of steel slag leachate was highest when the carbonate ion was a dominant constituent of alkalinity (at pH > 9.5). Estimates of calcite precipitation was made using the limestone tablet method (Mayes et al., 2006), which consists in monitoring calcite precipitation on a limestone tablet with weight measurements of the tablet at the beginning and end of the experiment. CO₂ neutralization was also reported as part of intensive industrial synergy processes. A landfill gas was purified from its CO₂ while being used for neutralization of an alkaline wastewater (Gaur et al., 2009). Also, neutralization of alkaline metalworking wastewater and carbonation of slag, in a steel making plant, was performed using CO₂, which insured efficient wastewater neutralization, CO₂ capture and improvement of slag stability (Pan et al., 2013).

4.2 Material and Methods

The project included three parts, first, neutralization column tests in which the effect of media and mode of flow were tested, then a neutralization field test and finally, modelling of experimental results to propose design criteria.

4.2.1 Column Tests

Two parallel streams of an upflow steel slag filters followed by a clear polyvinyl chloride (PVC) neutralization columns were installed. Electric arc furnace (EAF) slag from Arcelor Mittal (Contrecoeur, QC) was used. Its particle size was 5-10 mm and its grain density was 3.6 g/cm³. The chemical composition of the slag was 33% Fe₂O₃, 30% CaO, 16% SiO₂ and 12% MgO (Claveau-Mallet et al., 2014). Each steel slag column had a diameter of 10 cm and a length of 159 cm and was run at a hydraulic retention time of voids (HRTV) of 13.9 h for column 1 and 13.7 h for column 2. EAF slag from steel slag filter 2 was changed for new media after a year of use. A different synthetic influent solution was used for each stream and it was continuously pumped through the steel slag filter then to the neutralization column (Table 4.1). Solution 1 contained

analytical grade KH_2PO_4 , K_2HPO_4 , NaHCO_3 and CaCl_2 in tap water. Solution 2 contained analytical grade CH_3COOH and CH_3COONa in tap water. The solution composition was fixed in a previous project in which the slag filter behavior was studied (Claveau-Mallet et al., 2017 for column 1 and results not yet published for column 2).

Table 4.1: Mean chemical composition of synthetic solutions and steel slag effluents

		Synthetic solutions		Steel slag effluent	
		Solution 1	Solution 2	Column 1	Column 2
Parameter	Units	Concentration			
COD	mg/L	0	320	0	310
TOC	mg C/L	0	121	0	121
pH	-	7.8	7.3	11.0	11.2
TP	mg P/L	11.5	0	0.15	0
o-PO4	mg P/L	8.9	0	0.020	0
Ca	mg/L	61.6	37.1	45.7	65.3
Na	mg/L	28.3	114	NA	NA
DIC	mg C/L	21.9	21.9	3.4	3.6
Alkalinity	mg CaCO ₃ /L	102	215	85	269

The neutralization columns were run with an empty bed HRT of about 10 h. Each neutralization column had a diameter of 63 mm by 1520 mm in length with 1300 mm of water level. Percolating tests were fed downflow and saturated tests were fed upflow. Ambient air or CO_2 enriched air was injected at the bottom of the neutralization columns through a fine-bubble air stone. Air was enriched by combining it with CO_2 from a gas cylinder in a sealed container in which there was a CO_2 probe. Mixing of pure CO_2 and ambient air was done in a sand layer located in the sealed container. The variables tested in the neutralization units (see Table 4.2) were air flow rate, type of air and CO_2 concentration (ambient or enriched), type of media (none, Bionest, AnoxKaldnes K3, gravel) and flow mode (saturated or percolating). The Bionest media is composed of an unattached elongated thin plastic film with a nest-like configuration and is normally used as support in fixed film biological processes (Bionest, 2011). The AnoxKaldnes K3 carriers are composed of polyethylene of high density, several cavities of alveolar shape are present in the carrier that is generally used as suspended biofilm growing support (Brosseau, 2015). For example, an experiment identified as SEN would have had operating conditions of Saturated flow, CO_2

Enriched air and No media (Table 4.2). The neutralization columns were packed with media up to their water level. The effluent from each neutralization column was sampled three times a week for dissolved inorganic carbon (DIC) and for pH, and once a week for alkalinity and calcium concentration. The flow was measured before sampling three times a week.

Table 4.2: Column test operating conditions (listed in chronological order of testing)

Code	Col No	Flow mode	Air type	Media	Media concentration in reactor		Duration	pH of the steel slag filter effluent	Air flow rate range*	CO ₂ conc. range
		(S/P)	(A/E)	(N/G/B/K)	m ² /m ³	kg/m ³	d	-	mL/min	ppm
SAN	1	Saturated	Ambient	None	-	-	44	11.27±0.15	700-3000	400
SEN	1	Saturated	Enriched	None	-	-	51	11.08±0.16	65-1800	400-22500
PAG	1	Percolating	Ambient	Gravel	229	1440	12	10.97±0.04	0-1200	400
PEG	1	Percolating	Enriched	Gravel	229	1440	21	10.99±0.05	150-2400	460-7700
SAG	1	Saturated	Ambient	Gravel	229	1440	19	10.96±0.06	250-2000	400
SEG	1	Saturated	Enriched	Gravel	229	1440	42	10.79±0.09	90-2100	2000-9200
SAB	2	Saturated	Ambient	Bionest	162	16	35	11.28±0.16	480-1400	400
SEB	2	Saturated	Enriched	Bionest	162	16	38	11.26±0.15	80-1000	400-24000
PAB	2	Percolating	Ambient	Bionest	805	80	12	10.90±0.06	0-2300	400
PEB	2	Percolating	Enriched	Bionest	805	80	21	10.84±0.10	190-3000	500-7700
SAK	2	Saturated	Ambient	K3	500	80	17	11.03±0.16	100-2200	400
Change slag media for fresh slag in column 2										
SEK	2	Saturated	Enriched	K3	500	80	14	11.47±0.10	200-200	2000-9200
PEK	2	Percolating	Enriched	K3	500	80	19	11.32±0.05	160-2400	2000-8700
PAK	2	Percolating	Ambient	K3	500	80	13	11.40±0.05	0-3500	400

*Standard conditions 1 atm and 20°C

4.2.1.1 Description of tracer test method

Tracer experiments were carried out for each neutralization condition. An amount of 0.1 mg of fluorescein was injected to the column in one pulse. Equal volumes of effluent were collected periodically from each column and were tested for absorbance using a spectrofluorophotometer (model RF-1501 from Shimadzu).

4.2.2 Field Test

The field test was composed of a typical onsite domestic wastewater treatment system including a septic tank followed by a Bionest secondary treatment unit (MDDELCC, 2017). The Bionest unit effluent was sent to a steel slag filter, and the steel slag filter effluent was sent to a neutralization unit. Wastewater from the Grandes-Piles village (Quebec, Canada) was used as the influent to the system. The wastewater flowrate was 1350 L/d in a sequential feeding mode (feeding during 3 hours in the morning, 3 hours at noon and 3 hours in the evening). The composition of the Bionest effluent was pH = 7.2, alkalinity = 20-50 mg CaCO₃/L, TP = 3.1 mg P/L, o-PO₄ = 3.0 mg P/L, COD = 43 mg/L, TSS = 6 mg/L and NH₄ = 10 mg N/L, while that of the slag filter effluent was pH = 10.5, TP = 0.7 mg P/L and o-PO₄ = 0.6 mg P/L.

The slag filter and neutralization unit were combined in a modified septic tank reactor. The first compartment was filled with slag and was operated in an upflow mode using a low-pressure distribution system typically used for infiltration beds. The slag filter effluent was overflowing through sealed pipes going to the bottom of the second compartment in which neutralization occurred. The slag filter HRTV was 15.4 h and the neutralization unit HRT was 7.8 h. In the neutralization compartment, air was injected at the bottom of the reactor using a fine bubble diffuser at 64 L/min. Neutralization air was pumped from the Bionest biological reactor, resulting in CO₂ enriched air at 3500 to 5500 ppm CO₂ concentration. The CO₂ concentration was 5000-5500 in feeding sequences and it decreased slowly to 3500 ppm at the end of rest periods. The slag filter and neutralization units were completely confined, except for two capped manholes. pH in the neutralization unit water and CO₂ concentration in the gas headspace of the neutralization unit were continuously monitored with probes for 7 days.

4.2.3 Analytical Determinations

The pH determinations were carried out using a pH-meter XL15 from Fisher Scientific and a VWR 89231-596 refillable 3M KCl electrode according to Standard Method 4500-H⁺ (APHA et al., 2012). The electrode was 3-point calibrated using pH 7, 10 and 12 standards. DIC and TOC were measured using a Dohrman Rosemount DC-190 instrument according to Standard Method 5310-B High Temperature Combustion method, on 0.45 μm filtered samples for DIC (APHA et al., 2012). Water samples were filtered at 0.45 μm and acidified with H₂SO₄ 5N or HNO₃ 6N prior to sodium and calcium analyses. Analyse of calcium and sodium were conducted with an AAnalyst 200 flame atomic absorption apparatus, using a standard mass spectrometry method (MDDEP, 2006). Alkalinity was determined using a Mettler Toledo DL28 Titrator according to Standard Methods 2320B (APHA et al., 2012). Samples were capped with parafilm just after sampling and were analyzed within 1 hour following sampling, to limit contact with ambient air CO₂. CO₂ concentrations were measured using Scion 456-GC apparatus with TCD (Thermal Conductivity Detector) and gas vector hydrogen-argon for configurations SEN and SEB and with the probe Wöhler CDL 210 in the headspace of the container. Samples for GC were taken from the air inlet pipe with a three-way valve into a gas vial.

4.2.4 Model Description and Numerical Simulations

The model included CO₂ transfer (Lizarralde et al., 2015) and the PWP model for calcite precipitation (Plummer et al., 1978), as seen in Table 4.3. In the model equations, $K_{H_CO_2}$ is the Henry's law constant for CO₂ (M/atm), K_{spCAL} is the calcite solubility product (M²), k_{CO_2} is the CO₂ transfer coefficient (s⁻¹), a_{CAL} is the concentration of calcite surface on which precipitation occurs (cm²/L), T is temperature (K) and $\{CO_2\}$, $\{Ca^{2+}\}$ and $\{CO_3^{2-}\}$ are species activity (M).

Table 4.3: Model equations for CO₂ transfer and calcite precipitation

Process	Formula	Rate	Solubility constant
CO ₂ transfer	CO ₂	$r_{CO_2} = -k_{CO_2} \times (K_{H_CO_2} p_{CO_2} - \{CO_2\})$	$K_{H_CO_2} = 10^{-1.468} M/atm$
Calcite precipitation	CaCO ₃	$r_{CAL} = 0.001r \left(1 - \left(\frac{\{Ca^{2+}\}\{CO_3^{2-}\}}{K_{spCAL}} \right)^{2/3} \right)$ $r = a_{CAL} (k_1\{H^+\} + k_2\{CO_{2(aq)}\} + k_3\{H_2O\})$ $k_1 = 10^{(0.198 - \frac{444}{T})}$ $k_2 = 10^{(2.84 - \frac{2177}{T})}$ $k_3 = 10^{(-5.86 - \frac{317}{T})}$	$K_{spCAL} = 10^{-8.48} M^2$

The model was implemented in the PHREEQC software using a MATLAB interface via IPHREEQC modules (Charlton & Parkhurst, 2011). Model equations were written in the RATES and KINETICS datablock; while reactor hydraulic was written in MIX or TRANSPORT datablocks (Table 4.4). For hybrid reactors, the effective volume fraction n_e , immobile volume fraction n_{im} , dispersivity D^* and diffusion coefficient D_n needed for the dual porosity feature (Parkhurst & Appelo, 1999) were calibrated with experimental tracer tests. All column test conditions were considered hybrid following calibration with tracer tests. Field test data was divided into individual segments; completely mixed (feeding phase); batch (feeding just stopped); and equilibrium (no feeding and equilibrium reached). The feeding phase was assumed to be completely mixed without having conducted tracer tests.

Table 4.4: Modeling methodology for hydraulic

Type of reactor	PHREEQC datablock
Batch (no inflow)	KINETICS only, no datablock for flow
Completely mixed	succession of MIX; 1% influent with 99% from reactor
Hybrid (between CM and plug flow)	TRANSPORT with first order dual porosity

For column tests, the influent was simulated using the REACTION datablock in which CaCl_2 and NaHCO_3 (col 1) or CH_3COOH , CH_3COONa and NaHCO_3 (col 2) were added to pure water to reproduce experimental concentrations. NaOH was added to reproduce the exact pH of the experimental slag filter effluent, using the Newton method. The influent calibration was refined by changing added NaHCO_3 until the slag filter alkalinity was accurately reproduced. The influent was calibrated at each neutralization configuration. For field test, the influent was simulated using the same methodology with salts KH_2PO_4 , K_2HPO_4 , NaHCO_3 , CaCl_2 , NH_4Cl , NaNO_2 , NaNO_3 and NaOH . The influent calibration was refined at each completely mixed test by changing NaHCO_3 concentration until pH at the end of the preceding rest period was properly reproduced (equilibrium was assumed to be reached).

The model constants k_{CO_2} and a_{CAL} were determined by calibration of column tests with ambient air. pH and DIC grab sample data were accurately reproduced while calcium was used as validation. The model was validated by reproducing both column tests with CO_2 enriched air and field test using calibrated k_{CO_2} and a_{CAL} .

4.3 Results and discussion

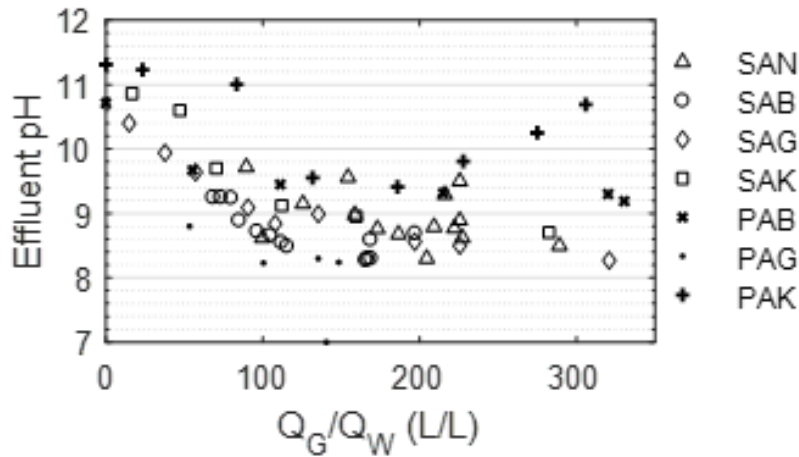
Calibration of the model with ambient air column tests results are presented in a first section that is followed by model validation with CO_2 enriched air column tests and a full scale field test. Simulations for process design and full-scale recommendation are presented in the two last sections.

4.3.1 Model calibration

Ambient air neutralization resulted in effluent pH values shown in Figure 4.1. In saturation mode (empty symbols), pH was above 8.3 for all media and Q_G/Q_W generally influenced pH decrease until Q_G/Q_W reached 100-150. Saturated conditions with media provided only a slight decrease of pH compared to conditions without media. Under saturated conditions, the Bionest media showed

the best result (lowest effluent pH) at Q_G/Q_W under 170. Percolating conditions were not as efficient as saturated conditions for the Bionest and Kaldnes K3 media but were more efficient for gravel, attaining an effluent pH value of 8.3 or less at Q_G/Q_W of higher than 100. PAB pH decreased until $Q_G/Q_W > 200$ at pH around 9.2 but PAK pH was not stable following Q_G/Q_W . The poor performance of PAK can be explained by high influent pH as slag was renewed prior to this test (Table 4.2), leading to random pH at the neutralization process effluent.

The decrease in Ca concentration in the effluent was observed in all ambient air tests and indicated the precipitation of calcite. A white precipitate assumed to be calcite was observed on the porous diffuser and reactor sides upon dismantling.



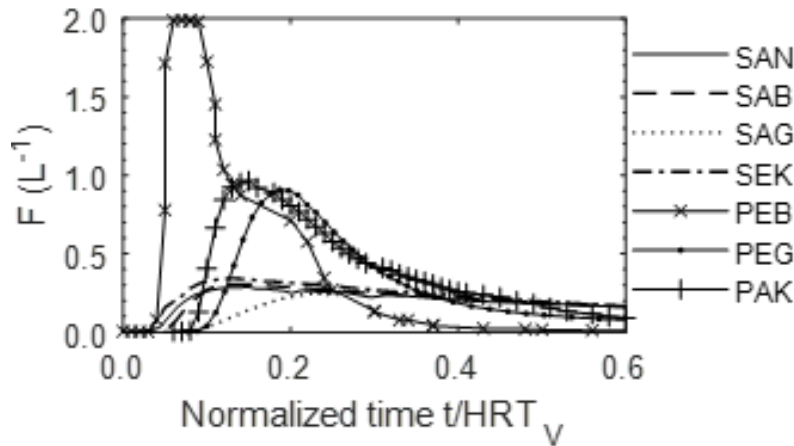


Figure 4.2 : Tracer test results for each operating condition tested. F: normalized concentration $C / \text{total mass}$ (L^{-1})

Table 4.5: Column tracer test results

Code	Column No	Recovery (%)	E_D
SAN	1	102	0.90
PEG	1	94	1.33
SAG	1	102	1.32
SAB	2	89	0.93
PEB	2	82	0.21
SEK	2	97	0.75
PAK	2	107	0.40

Results of gas transfer coefficient k_{CO_2} calibration are shown in Figure 4.3A. The gas transfer constant k_{CO_2} was higher for percolating conditions (mean 0.014 s^{-1} [1210 d^{-1}]) than for saturated conditions (mean 0.00285 s^{-1} [250 d^{-1}]), indicating that the mass transfer was better under percolating conditions. In saturated mode, k_{CO_2} was slightly higher for SAN and SAB than for SAG and SAK (according to t-tests with $p \leq 0.05$). k_{CO_2} for percolating conditions was significantly higher for PAB and PAK (reaching 0.018 s^{-1}) than for PAG (reaching 0.010 s^{-1}), meaning that the high specific surface of the Bionest and K3 media were useful to reduce water drop size and improve gas transfer. Percolating conditions required a high ventilation rate (Q_G/Q_w) near 200 before reaching the maximum k_{CO_2} compared to saturated conditions which were less affected by the ventilation rate.

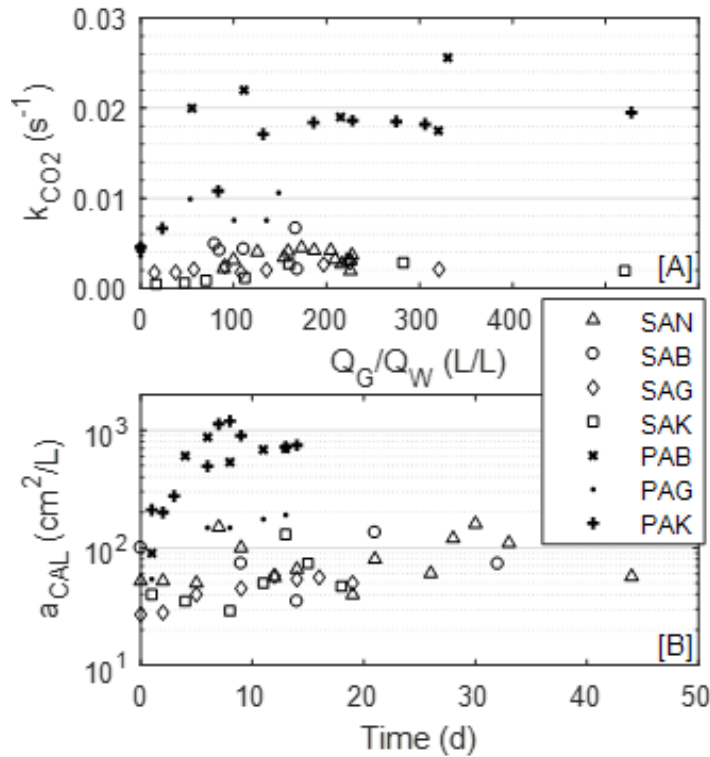


Figure 4.3: Effect of media and feeding mode on ambient air calibration (standard conditions of 20°C and 1 atm for Q_{gas}) of CO₂ transfer coefficient (A) and calcite surface concentration calibration (B). Each data point was collected after reaching steady state in the reactor at fixed Q_G/Q_W .

Even though media type had a minor influence on k_{CO_2} , the feeding mode (saturated or percolating) was the factor that had the greatest influence on the k_{CO_2} transfer constant. It was initially thought that adding a media to a saturated reactor would increase gas transfer but this expected improvement was not observed. This result is not consistent with previous studies in which media improved oxygen transfer by fractionation of coarse bubbles (Dias et al., 2017). In the present study, the media may have been inefficient for bubble fractionation because a fine diffuser was used. In saturated mode, the observed minor effect of media on k_{CO_2} may not be relevant because the aeration rate was not the same for different tests. The minor effect of media may also be attributed to the slowly and gradually decreasing pH of the steel slag filter effluent resulting in media not being tested under identical steel slag effluent pH, and pH uncertainty is greater with higher pH.

Results of calcite surface concentration (a_{CAL}) calibration are shown in Figure 4.3B. In saturated mode, a_{CAL} was not affected by the media and had a mean value of $68 \text{ cm}^2/\text{L}$. a_{CAL} slightly increased over time, meaning that newly formed crystal precipitates were mostly evacuated from the reactor under steady state conditions. In percolating mode, a_{CAL} increased markedly over time, meaning that precipitates were accumulating on the media surface and progressively increasing the precipitation rate. In percolating mode, media with high specific surface (Bionest and K3) resulted in higher a_{CAL} increase rate (up to $1000 \text{ cm}^2/\text{L}$) while gravel only resulted in a_{CAL} increasing up to $200 \text{ cm}^2/\text{L}$. These findings have important consequence on maintenance aspects. While calcite precipitation takes place under both saturated and percolating mode (Table 4.6), saturated mode may be less affected by clogging as calcite is constantly evacuated from the reactor. In percolating mode, calcite is expected to accumulate and result in gradual media clogging.

Table 4.6: Calcium concentration in influent and effluent of neutralization units

Code	Column	Mean Ca inf (mg/L)	Mean Ca eff (mg/L)	% Ca in effluent
SAN	1	62.6	30.0	48%
SEN	1	47.2	49.9	106%
PAG	1	42.5	23.7	56%
PEG	1	42.9	37.0	86%
SAG	1	41.0	27.0	66%
SEG	1	38.7	46.1	119%
SAB	2	66.7	31.4	47%
SEB	2	59.3	62.9	106%
PAB	2	39.1	20.1	51%
PEB	2	39.9	29.6	74%
SAK	2	48.1	33.9	71%
Change slag media for fresh slag in steel slag column 2				
SEK	2	89.9	62.1	69%
PEK	2	99.2	68.2	69%
PAK	2	80.4	37.1	46%

The effect of feeding mode on evolution of a_{CAL} also influences current practice in wastewater treatment modelling. Recent modelling approaches consider a calcite precipitation rate increase as a result of surface increase following accumulation of calcite (Lizarralde et al., 2015; Mbamba, Batstone, et al., 2015; Mbamba, Tait, et al., 2015). In particular conditions, the calcite precipitation

rate is constant and does not increase following calcite accumulation possibly due to aeration inducing enough turbulence for the steady state evacuation of calcite seeds, as indicated by results from this study. Conducting more research related to calcite precipitation mechanisms (occurrence of homogeneous precipitation with constant precipitation rate or heterogeneous precipitation with precipitation rate related to surface increase) could improve modelling tools. Factors that may influence precipitation behavior are aeration and mixing (Jung et al., 2010), seeding surfaces and presence/absence of catalyzers or inhibitors (Feng et al., 2007).

4.3.2 Model Validation

The calibrated model was used to reproduce data from CO₂ enriched air column tests and from a field test as validation step. For the column tests, mean values of k_{CO_2} and a_{CAL} were used for each condition (mode of flow and type of media). Mean values of $k_{CO_2} = 0.00285 \text{ s}^{-1}$ and $a_{CAL} = 68 \text{ cm}^2/\text{L}$ from saturated conditions were used for the field test. For the field test, two additional simulations with $k_{CO_2} = 0.0015 \text{ s}^{-1}$ (mean value minus standard deviation) and $k_{CO_2} = 0.0042 \text{ s}^{-1}$ (mean value plus standard deviation) from calibration of saturated conditions were realized. Simulated and experimental data are compared in Figures 4.4 and 4.5.

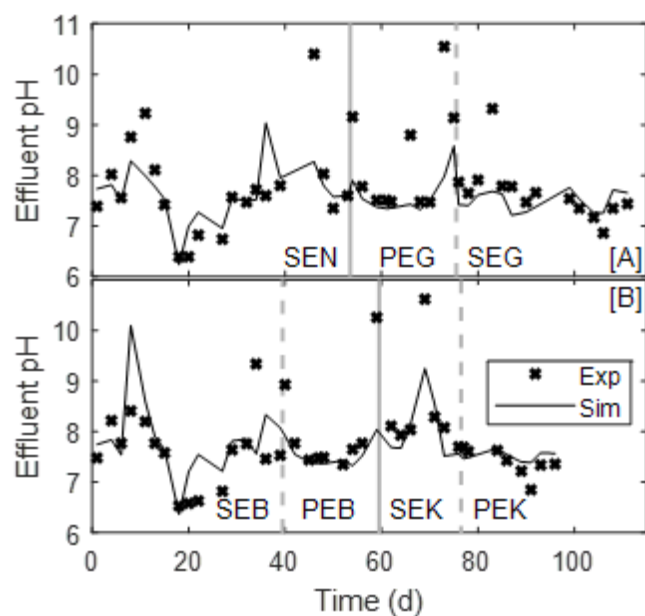


Figure 4.4: Lab-scale model validation for the effluent pH from the neutralization reactor effluent of columns 1 (A) and 2 (B). Changes in type of flow mode (dashed lines) or media (full lines) are indicated by vertical gray lines.

In the validation step using CO₂ enriched air conditions lab data (Figure 4.4), good prediction was obtained for pH values between 6.5 and 8.5 for all medias used in both columns, under a wide range of CO₂ enriched air concentration (400 to 24 000 ppm). Predictions were less accurate at higher pH values: this reduced accuracy can be explained by the high pH sensitivity to any CO₂ input if pH is greater than 8.5, and higher experimental uncertainty on pH measurement at high pH. In addition, some inconsistency can be explained by the CO₂ concentration measurement method that was not optimized for the first CO₂ enriched air tests (SEN & SEB).

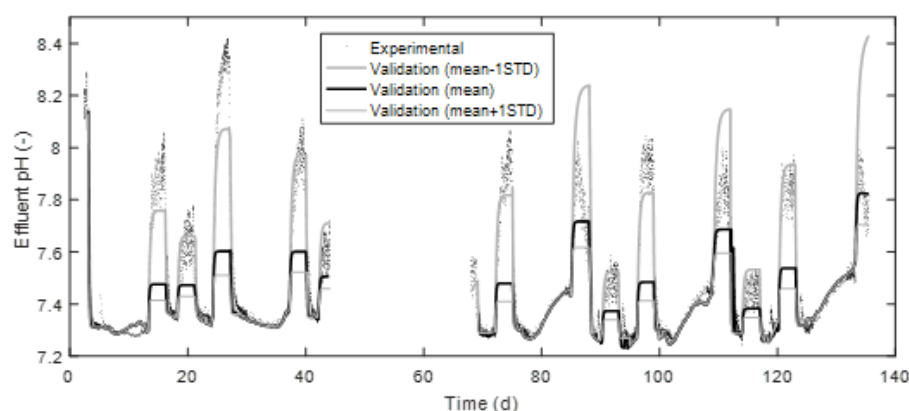


Figure 4.5: Field-scale model validation for the neutralization reactor effluent pH (STD = standard deviation)

Validation using field test data lead to good prediction with pH being slightly underestimated (Figure 4.5, mean validation). The simulation with k_{CO_2} of 0.0015 s^{-1} (mean minus 1 standard deviation) improved the validation quality. This smaller k_{CO_2} may be attributed to the reduced transfer efficiency in real wastewater compared to synthetic wastewater, or to incertitude considering the high result variability of the k_{CO_2} calibration.

4.3.3 Using simulations for process design

The treatment system considered for simulations consists of a septic tank, a biological treatment process, a slag filter and a neutralization unit. The model was used to simulate different operating conditions of a saturated neutralization unit without media using CO₂ enriched air with $Q_G/Q_w = 100$ (SEN; Figure 4.6). In this figure, the neutralization capacity of the SEN configuration is shown for different steel slag effluent pH, secondary effluent (slag filter influent) alkalinity and CO₂ enriched air concentration. Simulations were divided in two operation scenarios which are neutralization at the beginning of the slag filter operation (critical conditions with high pH at the

slag filter effluent, Figure 4.6A) and neutralization once the pH of the slag filter has slightly decreased (pH of 11.0, Figure 4.6B). The initial operation of the neutralization unit represents critical conditions because CO₂ needs are much higher with fresh slag and may require a longer HRT or a higher addition of CO₂. At high slag filter effluent pH, small changes in pH represent large variations in CO₂ needs. For example, increasing the slag effluent pH from 11.4 to only 11.5 represents a 15-20% increase in CO₂ needs. A pH of 11.5 was chosen as representative of initial operation of slag based on this study's results and also from previous works using the same type of slag (Claveau-Mallet et al., 2017; Claveau-Mallet et al., 2015; Kõiv et al., 2016). The alkalinity range was chosen following possible alkalinity met in onsite domestic cases for which groundwater is often the source of drinking water.

Low alkalinity and filter slag effluent pH requires a shorter reactor HRT to provide sufficient neutralization. The CO₂ enriched air concentration had a major effect on neutralization result. While ambient air conditions (400 ppm) resulted in sufficient neutralization at HRT of at least 16 h, complete neutralization was properly achieved at HRT of only 6 h with the use of 2000 ppm CO₂ enriched air. A higher concentration of CO₂ would also reduce clogging risks by reducing calcite precipitation. Simulations results indicated an increase in the effluent calcium concentration following an increase in CO₂ concentration. Simulation results corresponded well with experimental observations: more clogging occurred (accumulation of calcite suspension on the diffuser and lower calcium concentration at effluent, Table 4.6) under ambient air conditions than under CO₂ enriched air conditions.

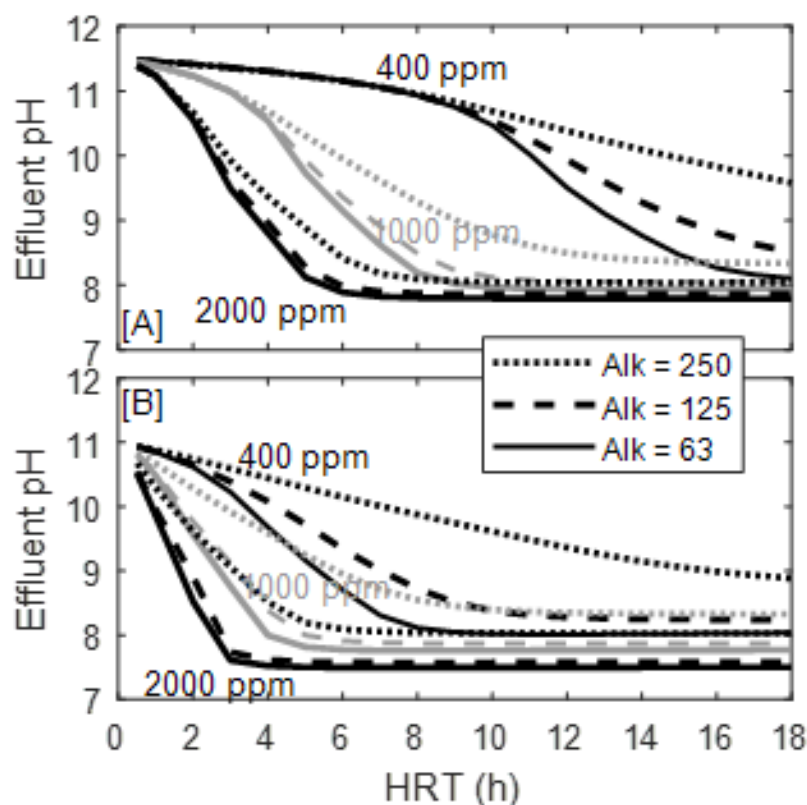


Figure 4.6: Simulated effluent pH of SEN neutralization unit under different CO₂ concentration and HRT at the beginning of slag operation (pH slag effluent = 11.5, panel A) and after the initial period of slag operation (pH slag effluent = 11.0, panel B). Alkalinity of slag filter influent is indicated in the legend (units mg CaCO₃/L)

Simulations for all configurations tested at the lab are shown in Figure 4.7 (set conditions for influent alkalinity, slag filter pH and CO₂ enriched air concentration). All modes of flow and types of media resulted in similar decreasing curves, with minimum operation HRT being between 6 and 10 h. For percolating conditions, the combination of higher k_{CO_2} but poorer hydraulic efficiency resulted in neutralization efficiency similar to saturated conditions. The performance of the percolating conditions could be improved by optimising flow distribution and media packing to improve hydraulic efficiency. Considering uncertainties on the model calibration and experimental measurement (discussed in previous sections), Figure 4.7 was not used for comparison of media but was only used for evaluating effluent pH ranges from model predictions. Using this conservatory approach, an HRT of 10 h was selected for design of saturated conditions.

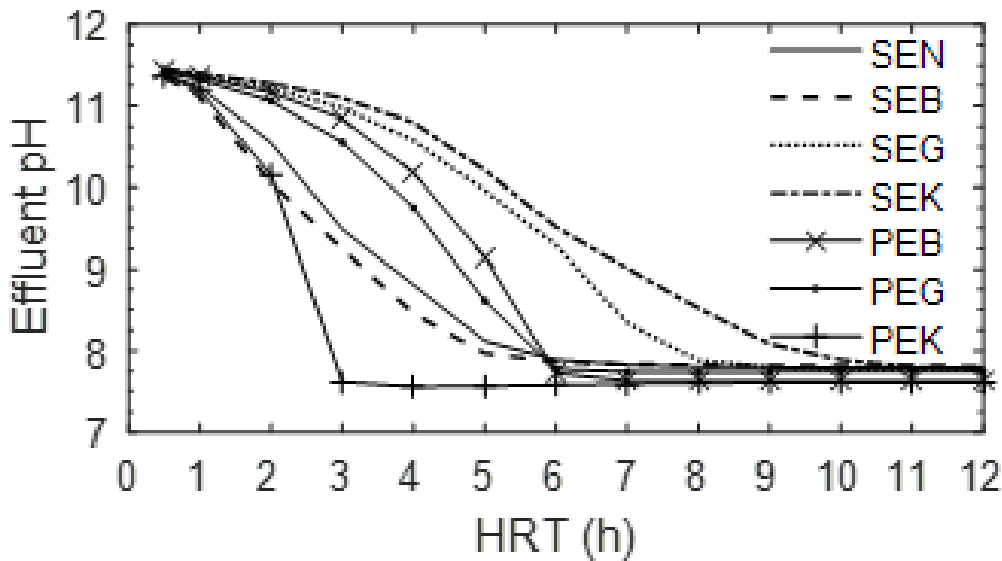


Figure 4.7: Simulated effluent pH of various neutralization units under fixed conditions (Influent alkalinity = 63 mg CaCO_3/L ; pH at slag filter effluent = 11.5; enriched air concentration = 2000 ppm CO_2)

4.3.4 Recommendations and full-scale considerations

Based on experimental and simulations conducted in this study, it is recommended to use a saturated reactor without media operated at an HRT of 10 h and using CO_2 enriched air at concentration of 2000 ppm. The saturated mode was chosen for simplicity and robustness for onsite applications (essentially no head loss and lower risks of poor hydraulics and clogging) while the absence of media was chosen considering the minimal performance improvement resulting from adding media. The HRT of 10 h was chosen to provide a sufficiently long HRT under critical conditions (initial period of slag filter operation, Figure 4.7). As the critical period is expected to be at the beginning of the slag filter operation, design of the neutralization unit should be done according to this period and not to the expected mean pH value which will be lower. A minimum of 2000 ppm was recommended to ensure fast neutralization and reduced calcite precipitation.

Following the recommended HRT of 10 h, a neutralization column providing 130 cm of water level and 66 cm of diameter (volume 450 L) with an aeration air flow of 32 L/min (1.14 SCFM) are required for a two-bedroom home onsite treatment system (design influent flowrate of 1080 L/d). Aeration needs were determined according to the minimum aeration rate observed in this study to

reach the maximum CO₂ transfer constant in ambient and CO₂-enriched air (injection of 0.10 g CO₂/L).

It is recommended to run additional field tests with the PEK condition to validate the good neutralization potential observed in this study. It is also recommended to assess the effect of mixing on k_{CO_2} for all the configurations.

Neutralization predictions presented in this section assume that CO₂ concentration is controlled and fixed (infinite source of CO₂) which is not the case in practice as CO₂ concentration in the CO₂ enriched-air is the result of a finite input from the biological reactor. Consequently, applicability of this design approach must be validated by stoichiometric calculations of CO₂ needs and CO₂ availability from influent COD. Assuming that all influent biodegradable COD is oxidized with an observed yield of 0.24 g VSS/g bCOD (low value because of high sludge retention time in the Bionest reactor), it is possible to calculate COD needs for providing sufficient CO₂ for neutralization (Table 4.7). In this table, CO₂ needs were determined using PHREEQC under batch conditions as described previously. Assuming a typical biodegradable COD of 300 mg/L for domestic wastewater septic tank effluents (Bernier, 2001; M&EA., 2014), Table 4.7 indicates that the available influent CO₂ from such a wastewater is sufficient to provide CO₂ enrichment by the secondary treatment process for an efficient neutralization. CO₂ in ambient air would also contribute to pH neutralization, thus reducing CO₂ needs from biological sources.

Table 4.7: CO₂ and corresponding influent biodegradable COD needs for neutralization of slag filter effluent with various pH (slag filter influent alkalinity = 156 mg CaCO₃/L)

Slag filter effluent pH	CO₂ needs for pH 8.0 neutralization (mmol/L)	Biodegradable COD needed to provide the required CO₂ (mg/L)
11.5	4.85	235
11.0	2.72	132
10.5	2.07	100

The main limitation of the proposed neutralization process is the need of a confined biological process. As shown in Figure 4.6, neutralization using ambient air does not result in a sufficiently low pH in the effluent, which highlights the need for a CO₂ enriched-air source. The neutralization process could fail if wastewater were diluted, thus limiting CO₂ input for neutralization. Large-scale biological processes as activated sludge could not be used as enriched-air source as there is

typically no air confinement. The application potential in decentralized treatment remains interesting because secondary treatment units are generally confined underground.

4.4 Conclusions

The main objective of this project was to develop a steel slag filter effluent neutralization process by acidifying with CO₂ enriched air produced by a confined biological process. Different configurations of steel slag effluent neutralization units in laboratory and field conditions were tested and provided satisfactory neutralization performance. Best results were obtained with CO₂ enriched air containing at least 2000 ppm in CO₂. A model of slag filter effluent neutralization based on the carbonate system, CO₂ transfer and calcite precipitation was developed, calibrated and validated with lab and field tests over a wide range of CO₂ concentration. The model calibrated in lab-scale conditions provided satisfactory validation at lab scale and field scale conditions.

The mode of flow had an important impact on CO₂ transfer (k_{CO_2}) and hydraulic efficiency. A percolating mode had a high k_{CO_2} (mean 0.014 s⁻¹) and a poor hydraulic efficiency, while a saturated mode had a low k_{CO_2} (mean 0.0029 s⁻¹) and an efficient hydraulic flow. The type of media (none, gravel, Bionest or AnoxKaldnes K3) had little influence on k_{CO_2} . In saturated mode, hydraulics was more related to aeration than media, while in percolating mode, media affected the hydraulic flow efficiency.

The mode of flow had an important effect on calcite surface concentration (a_{CAL}) in the reactor. In saturated mode, newly formed calcite precipitates were constantly evacuated, resulting in a fairly constant calcite surface concentration. In percolating mode, calcite a_{CAL} progressively increased following precipitation. The type of media influenced the increase rate of a_{CAL} with media having a higher specific surface (Bionest and K3) resulted in higher increase compared to gravel.

Predictions could be made for different steel slag effluent pH (11.5 and 11.0) and influent alkalinity (50 to 250 mg CaCO₃/L) and different operation conditions for the neutralization process (HRT of 4 to 18 h, CO₂ concentration of 400 to 2000 ppm and mode of flow). pH of the steel slag filter effluent and CO₂ concentration of the enriched air were factors that influenced most the effluent pH of the neutralization process, while influent alkalinity and mode of flow had a lower influence. An increased concentration of CO₂ in the enriched air reduced calcite precipitation and clogging risks. Stoichiometric calculations showed that a typical domestic septic tank effluent containing

300 mg/L of biodegradable COD provided enough biological CO₂ for neutralization of a steel slag effluent with pH of 10.5 to 11.5. A saturated neutralization reactor with no media operated at HRT of 10 h and a concentration of 2000 ppm in CO₂ enriched air was recommended for full-scale onsite applications.

4.5 Acknowledgements

This work was funded by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, Bionest, Arcelor Mittal and Harsco Minerals. The authors thank Denis Bouchard, Jérôme Leroy and Manon Leduc from Polytechnique Montréal for analytical determinations, and Simon Allaire, undergraduate researcher, for technical assistance. The authors thank Marc Boissonnault from Bionest for the field test construction and Philie Dallaire from Bionest for the field test monitoring.

4.6 References

- APHA, AWWA, & WEF. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22nd ed.). American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation, Washington, D. C.
- Barca, C., Gérente, C., Meyer, D., Chazarenc, F., & Andrès, Y. (2012). Phosphate removal from synthetic and real wastewater using steel slags produced in Europe. *Water Research*, 2376-2384.
- Barca, C., Troesch, S., Meyer, D., Drissen, P., Andrès, Y., & Chazarenc, F. (2013). Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in constructed wetlands: two years of field experiments. *Environmental Science & Technology*, 47(1), 549-556.
- Bernier, B. (2001). *Guide of conventional technologies for domestic wastewater treatment* (In French). Direction des politiques du secteur municipal – Service de l’expertise technique en eau, Québec: Ministère du développement durable, de l’environnement et des parcs.
- Bionest Wastewater Treatment Solutions. (2011). Bionest system - a technology of choice. Retrieved from <http://www.bionest-tech.com/QC-en/product/21-22/bionest-system.html>, Accessed on June 21st 2017.
- Boutet, E., Baillargeon, S., Allaire, F., Lida, F., Claveau-Mallet, D. & Comeau, Y. (2017). Apparatus and method for wastewater treatment, US Provisional Patent Application No. 62/450,210, filed January 25, 2017.
- Brosseau, C. (2015). *Recovery of biodegradable organic matter in the effluent of a high rate MBBR* (In French). M.A.Sc. thesis, Polytechnique Montreal, Canada.
- Charlton, S. R., & Parkhurst, D. L. (2011). Modules based on the geochemical model PHREEQC for use in scripting and programming languages. *Computers & Geosciences*, 37(10), 1653-1663.

- Claveau-Mallet, D., Courcelles, B., & Comeau, Y. (2014). Phosphorus removal by steel slag filters: Modeling dissolution and precipitation kinetics to predict longevity. *Environmental Science and Technology*, 48(13), 7486-7493.
- Claveau-Mallet, D., Courcelles, B., Pasquier, P., & Comeau, Y. (2017). Numerical Simulations with the P-Hydrosrag Model for Prediction of Phosphorus Removal by Steel Slag Filters. *Water Research*, 126, 421-432.
- Claveau-Mallet, D., Lida, F., & Comeau, Y. (2015). Improving phosphorus removal of conventional septic tanks by a recirculating steel slag filter. *Water Quality Research Journal of Canada*, 50(3), 211-218.
- Claveau-Mallet, D., Wallace, S., & Comeau, Y. (2013). Removal of phosphorus, fluoride and metals from a gypsum mining leachate using steel slag filters. *Water Research*, 1512-1520.
- Dias, J., Bellingham, M., Hassan, J., Barrett, M., Stephenson, T., & Soares, A. (2017). *Carrier media in moving bed biofilm processes: does size matter?* Proceeding of the 10th International Conference on Biofilm Reactors, Dublin, Ireland, 9-12 May 2017.
- Feng, B., Yong, A. K., & An, H. (2007). Effect of various factors on the particle size of calcium carbonate formed in a precipitation process. *Materials Science and Engineering*, 445, 170-179.
- Gaur, A., Park, J.-W., Jang, J.-H., Maken, S., Lee, J., & Song, H.-J. (2009). Characteristics of Alkaline Wastewater Neutralization for CO₂ Capture from Landfill Gas (LFG). *Energy & Fuels*, 23, 5467-5473.
- Hussain, S. I., Blowes, D. W., Ptacek, C. J., & Olding, D. (2014). Phosphorus removal from lake water using basic oxygen furnace slag: system performance and characterization of reaction products. *Environmental Engineering Science*, 31(11), 631-642.
- Jung, W.-M., Kang, S. H., Kim, K.-S., Kim, W.-S., & Choi, C. K. (2010). Precipitation of calcium carbonate particles by gas-liquid reaction: morphology and size distribution of particles in Couette-Taylor and stirred tank reactors. *Journal of Crystal Growth*, 312, 3331-3339.
- Karabelnik, K., Kõiv, M., Kasak, K., D. Jenssen, P. & Mander Ü. (2012). High-strength greywater treatment in compact hybrid filter systems with alternative substrates. *Ecological Engineering*, 49, 84-92.
- Kõiv, M., Liira, M., Mander, Ü., Mõtsep, R., Vohla, C., & Kirsimäe, K. (2010). Phosphorus removal using Ca-rich hydrated oil shale ash as filter material - The effect of different phosphorus loadings and wastewater compositions. *Water Research*, 5232- 5239.
- Kõiv, M., Mahadeo, K., Brient, S., Claveau-Mallet, D., & Comeau, Y. (2016). Treatment of fish farm sludge supernatant by aerated filter beds and steel slag filters - effect of organic loading rate. *Ecological Engineering*, 94, 190-199.
- LégisQuébec. (2017). Regulation on wastewater treatment municipal plants, chapter Q-2, r. 34-1 C.F.R, Publications Québec, Government of Quebec.
- Lizarralde, I., Fernández-Arévalo, T., Brouckaert, C., Vanrolleghem, P., Ikumi, D. S., Ekama, G. A., Ayesa, E., Grau, P. (2015). A new general methodology for incorporating physico-chemical transformations into multi-phase wastewater treatment process models. *Water Research*, 74, 239-256.

- Mayes, W. M., Younger, P. L., & Aumônier, J. (2006). Buffering of Alkaline Steel Slag Leachate across a Natural Wetland. *Environmental Science and Technology*, 40, 1237-1243.
- Mbamba, C. K., Batstone, D. J., Flores-Alsina, X., & Tait, S. (2015). A generalised chemical precipitation modelling approach in wastewater treatment applied to calcite. *Water Research*, 68, 342-353.
- Mbamba, C. K., Tait, S., Flores-Alsina, X., & Batstone, D. J. (2015). A systematic study of multiple minerals precipitation modelling in wastewater treatment. *Water Research*, 85, 359-370.
- MDDEP. (2006). Metals determination: method by mass spectrometry with argon plasma ionizing source (in French) (3rd ed.): Centre d'expertise en analyse environnementale, Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs, Government of Quebec. MA. 200 – Mét 1.1.
- MDDELCC. (2017). Technical guide – wastewater treatment of remote dwellings (In French). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Government of Quebec. Retrieved from http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/residences_isolees/guide_interpretation/index.htm.
- M&EA (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). Metcalf & Eddy-AECOM, New York: McGraw-Hill.
- Nilsson, C., Lakshmanan, R., Renman, G., & Rajarao, G. K. (2013a). Efficacy of reactive mineral-based sorbents for phosphate, bacteria, nitrogen and TOC removal – Column experiment in recirculation batch mode. *Water Research*, 47, 5165-5175.
- Nilsson, C., Renman, G., Westholm, L. J., Renman, A., & Drizo, A. (2013b). Effect of organic load on phosphorus and bacteria removal from wastewater using alkaline filter materials. *Water Research*, 47, 6289-6297.
- Pan, S.-Y., Chiang, P.-C., Chen, Y.-H., Tan, C.-S., & Chang, E.-E. (2013). Ex Situ CO₂ Capture by Carbonation of Steelmaking Slag Coupled with Metalworking Wastewater in a Rotating Packed Bed. *Environmental Science and Technology*, 47, 3308-3315.
- Parkhurst, D. L., & Appelo, C. A. J. (1999). *User's guide to PHREEQC (Version 2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations*. (Water-Resources Investigations Report 99-4259). Denver: United States Geological Survey.
- Penn, C., Bowen, J., McGrath, J., Nairn, R., Fox, G., Brown, G., Wilson, S., Gill, C. (2016). Evaluation of a universal flow-through model for predicting and designing phosphorus removal structures. *Chemosphere*, 151, 345-355.
- Plummer, L. N., Wigley, T. M. L., & Parkhurst, D. (1978). The kinetics of Calcite Dissolution in CO₂-Water Systems at 5 to 60°C and 0.0 to 1.0 atm CO₂. *American Journal of Science*, 278, 179-216.
- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands-A review. *Ecological Engineering*, 37(1), 70-89.

Wine, R. D., & Morrison, R. D. (1986). *Effective use of carbon dioxide for pH control in utility service and waste waters*. In Proceedings of the American Power Conference (Vol. 48, pp. 1041-1045). Illinois Institute of Technology.

CHAPITRE 5 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Ce chapitre aborde les résultats de neutralisation des essais avec les matériaux organiques.

5.1 Capacité de neutralisation

Cette section décrit le comportement du système par rapport au pH et l'alcalinité.

5.1.1 pH

5.1.1.1 Copeaux de saule et noix de coco

Les valeurs de pH des unités de neutralisation avec les copeaux de saule et la noix de coco sont présentées à la Figure 5.1.

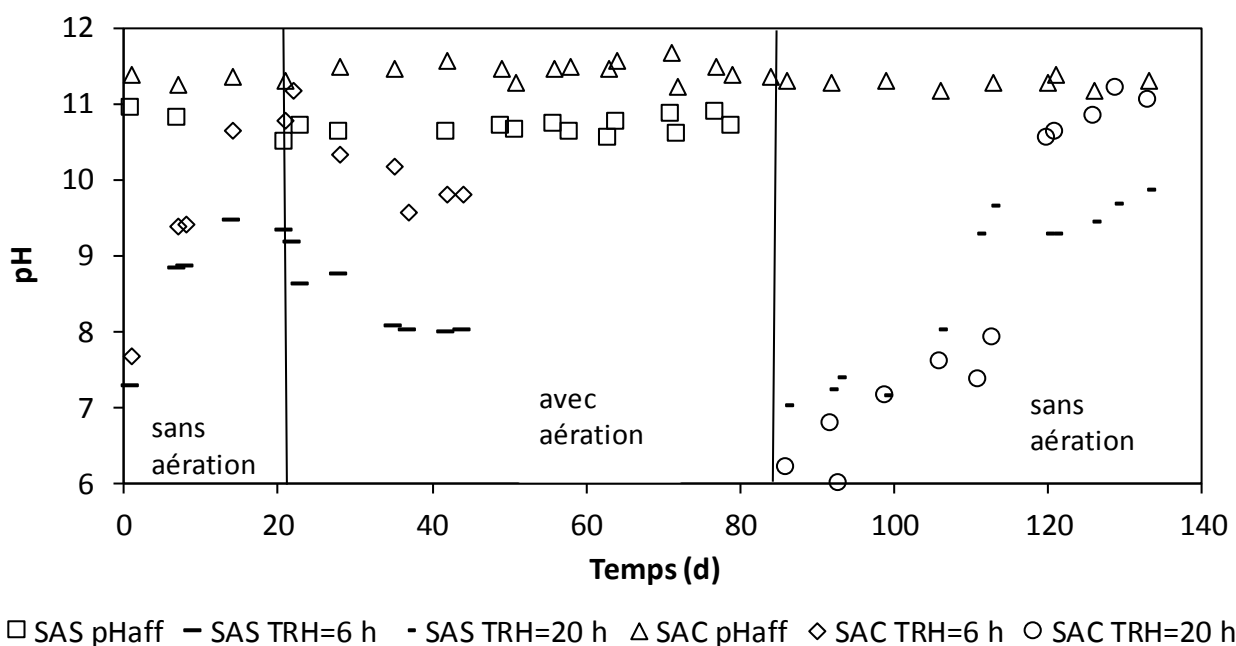


Figure 5.1: Évolution du pH à l'affluent (SAS pHaff et SAC pHaff) et à l'effluent des unités de neutralisation copeaux de saule (SAS) et noix de coco (SAC)

Sans aération à TRH 6 h

Le pH a rapidement dépassé la valeur de 9,0 dans les deux colonnes. Dans le cas de la noix de coco le pH a atteint presque le pH à l'affluent. Le meilleur résultat a été pour les copeaux de saule avec un pH de 9,3 au jour 21, le pH de la noix de coco a été 11,2 au jour 22. La meilleure performance des copeaux de saule par rapport à la noix de coco pourrait être due au pH ($10,75 \pm 0,17$) plus bas

à l'affluent (effluent de la colonne à scories no. 1) que pour la colonne de noix de coco ($11,33 \pm 0,05$).

Ces résultats diffèrent des essais de stage de maîtrise de Valentin Faust où la noix de coco a eu une meilleure performance que les copeaux de saule. La noix de coco et les copeaux de saule avaient été testés comme média filtrant pendant 28 jours à différents TRH (7, 9 et 12 h) pour réduire le pH ($11,17 \pm 0,08$) d'une colonne à scories en début d'opération. La moyenne du pH initial des trois colonnes de noix de coco (TRH 7, 9 et 12h) avait été $7,23 \pm 0,25$ au jour 1, tandis que la moyenne du pH pour les colonnes avec les copeaux de saule avait été $9,17 \pm 0,17$. Au jour 28, la moyenne du pH avait été $10,17 \pm 0,32$ pour la noix de coco et $10,37 \pm 0,28$ pour les copeaux de saule. Le meilleur résultat avait été pour la colonne de noix de coco avec un pH de 9,90 au jour 28 à un TRH de 12 h (Faust, 2016).

Cette différence de résultats pourrait être due aussi à une variation de composition entre les lots des matériaux organiques copeaux de saule et noix de coco.

Avec aération à TRH 6 h

Avec l'aération à l'air ambiant, le pH a diminué jusqu'à atteindre un plateau de pH 8,0 pour les copeaux de saule et de pH 9,8 pour la noix de coco avec deux fois le débit d'air utilisé que pour les copeaux de saule (Figure 5.2). Au moment d'arriver au plateau la différence entre le pH à l'affluent et le pH à l'effluent a été plus grande dans l'unité avec les copeaux de saule qu'avec la noix de coco, de 10,6 à 8,0 et de 11,6 à 9,8, respectivement.

Avec l'injection de CO₂ (air enrichi) la réduction de pH est plus élevée qu'avec l'aération à l'air ambiant, le pH était en tout temps en dessous de 9,5. Le pH atteint a été plus bas dans la colonne avec les copeaux de saule (7,4 à 8,0) que dans les colonnes avec la noix de coco (7,9 à 9,0) avec moins de débit d'air et une plus basse concentration de CO₂ (Figures 5.2 et 5.3).

Le pH à l'affluent de l'unité des copeaux de saule était inférieur au pH de l'unité de noix de coco. Cette différence de pH à l'effluent des unités de neutralisation pourrait être expliquée par la différence de pH à l'affluent et non par le type de matériau utilisé. La meilleure performance a été avec l'air enrichi en CO₂ en présence de copeaux de saule.

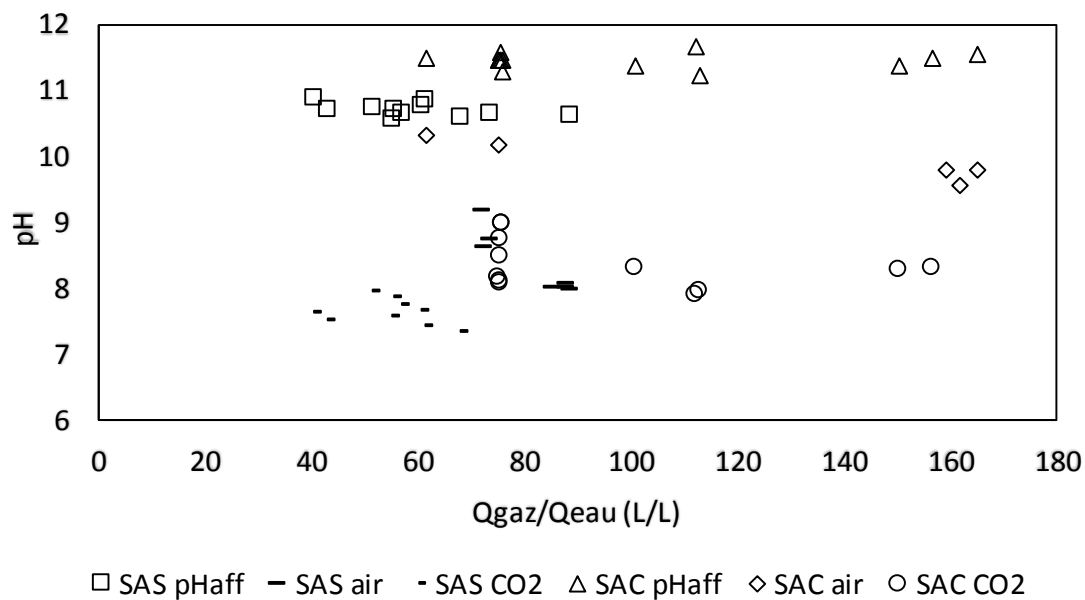


Figure 5.2: pH à l’affluent (pH_{aff}) et effet du ratio $Q_{\text{gaz}}/Q_{\text{eau}}$ sur le pH à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et avec noix de coco (SAC) au TRH de 6 h avec air ambiant et air enrichi en CO₂ aux conditions standards du gaz à 20 °C et 1 atm

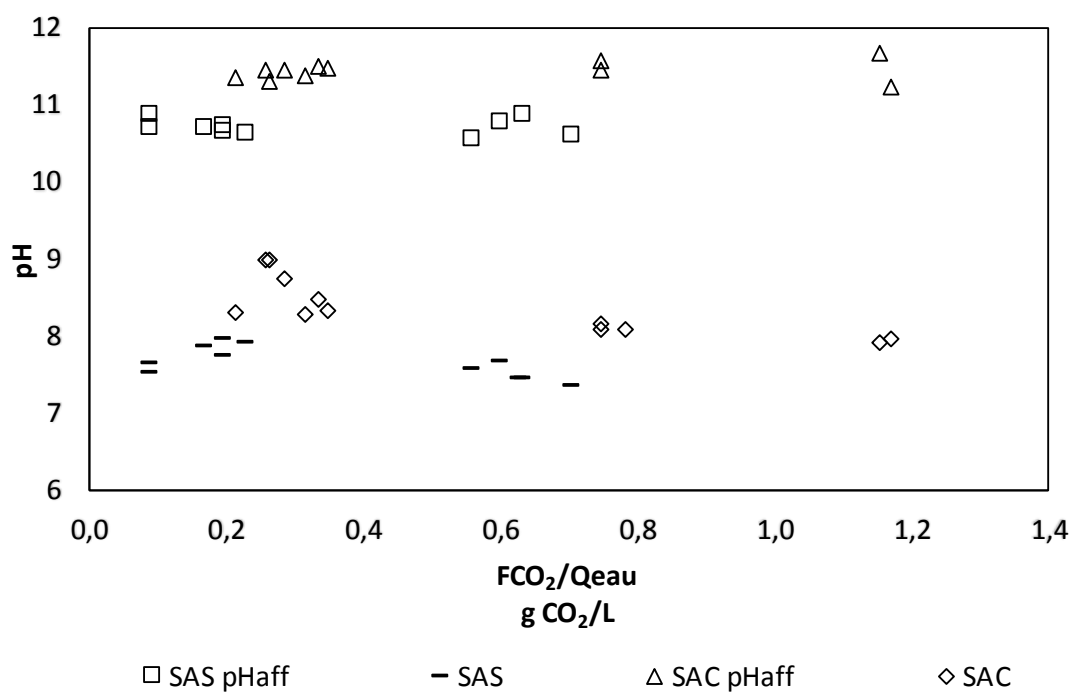


Figure 5.3: pH à l’affluent (pH_{aff}) et effet du FCO_2/Q_{eau} sur le pH à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et avec noix de coco (SAC) au TRH de 6 h aux conditions standards du gaz à 20 °C et 1 atm

Sans aération à TRH 20 h

Les deux unités de neutralisation (copeaux de saule et noix de coco) ont été alimentées par la colonne à scories no. 2 ($\text{pH } 11,28 \pm 0,05$). Le pH a augmenté avec le temps et a dépassé la valeur de 9,5 dans les deux colonnes (Figure 5.1). Dans le cas des copeaux de sauleensemencés avec des boues activées, le pH n'a pas atteint le pH à l'affluent, mais a dépassé le seuil de 9,5. Le système s'épuise avec le temps soit par manque d'oxygène soit par manque de nutriments. Les copeaux de saule n'ont pas une bonne capacité de neutralisation. Dans le cas de la noix de coco mélangée avec la tourbe, le pH a presque atteint le pH à l'affluent. Les copeaux de saule ont montré une meilleure performance que la noix de coco mélangée avec la tourbe pour le même pH à l'affluent.

Aucun des deux matériaux dans les colonnes de neutralisation n'a été efficace pour réduire le pH des colonnes en dessous de 9,5 sur une longue période. Le TRH n'a pas eu une influence importante sur le pH. La noix de coco s'épuise plus rapidement que les copeaux de saule en arrivant à des valeurs de pH plus proche au pH à l'affluent. La dissolution des acides organiques présents dans le matériau n'est pas assez prolongée pour neutraliser le pH alcalin de l'affluent suffisamment longtemps. En les utilisant comme média pour de l'aération à l'air ambiant et à l'air enrichi en CO_2 , les copeaux de saule ont eu plus de capacité de neutralisation que la noix de coco.

5.1.1.2 Tourbe

Le pH des unités de neutralisation avec la tourbe avec ou sans aération est présenté aux figures 5.4 et 5.5. Les deux unités de neutralisation ont été alimentées par la colonne à scories no. 2.

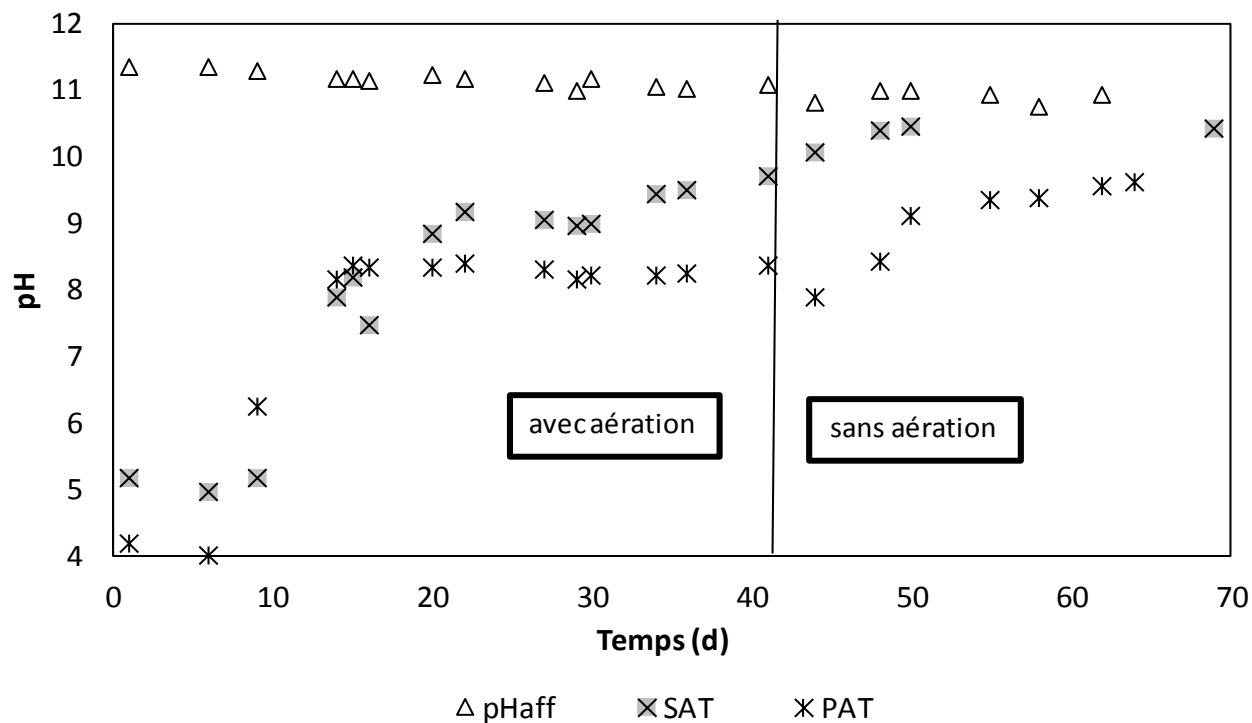


Figure 5.4: Évolution du pH à l'affluent (pHaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT) avec et sans aération

La tourbe s'épuise rapidement avec le temps et l'effluent dépasse le pH 9,5 pour les deux modes d'écoulement bien que le mode percolant ait été plus efficace que le mode saturé. Entre les premiers 6 à 9 jours, le pH était au-dessous la limite inférieure ciblée 6,0. À partir du jour 9 pour le mode percolant et du jour 14 pour le mode saturé, le pH était au-dessus de 6,0.

La capacité d'échange cationique et la présence d'acides fulviques et humiques dans la tourbe (Couillard, 1994), ne sont pas suffisants pour assurer à long terme la neutralisation de l'effluent de la colonne à scories. Avec aération, le pH augmente rapidement et arrive à un plateau de pH entre 8,8 et 9,2 dans le mode saturé et entre 8,1 et 8,4 dans le mode percolant (Figure 5.5). En mode saturé, le pH a augmenté avec la diminution de l'aération et a dépassé la valeur de 9,5. Une fois l'aération coupée (jour 41), le pH a augmenté et dépassé la valeur de 9,5 et dans le cas du mode saturé le pH a presque atteint le pH à l'affluent (

Figure 5.4).

Sans aération, la tourbe n'a pas eu la capacité de neutraliser l'effluent du filtre à scories à long terme. Avec aération le mode percolant a eu une meilleure performance que le mode saturé. Au début d'opération, entre 9 et 14 jours, le pH est en dessous de 6,0.

Afin d'évaluer la capacité de la tourbe à se régénérer, après 50 jours d'arrêt des colonnes de neutralisation, les colonnes ont été lavées avec 4 L d'eau distillée et mises en opération de nouveau. Le pH mesuré après 24 h de la mise en opération a été 11,2 à l'affluent et à l'effluent de la colonne en mode saturé a été 8,1 tandis que celui du mode percolant a été 7,8. Le repos et le lavage semblent avoir régénéré en partie la tourbe.

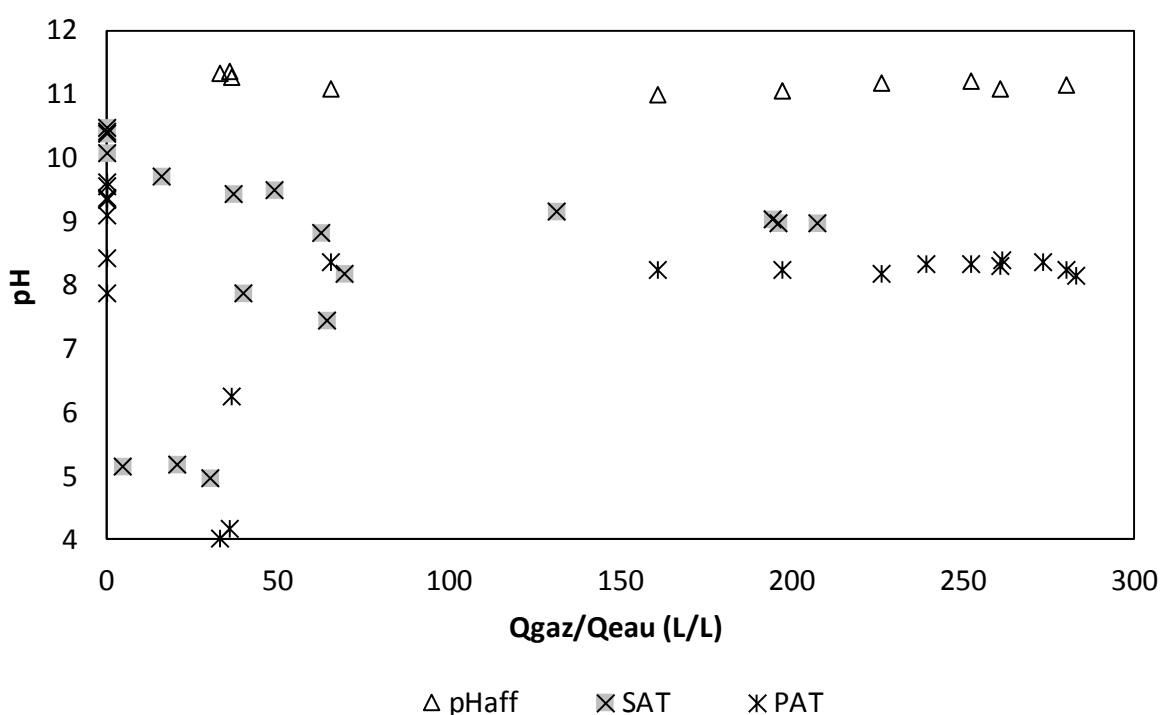


Figure 5.5: pH à l'affluent (pHaff) et effet du Qgaz/Qeau sur le pH à l'effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT) à l'air ambiant, conditions standards du gaz à 20 C et 1 atm

5.1.2 Alcalinité

L'évolution de l'alcalinité des unités de neutralisation est présentée à la Figure 5.6. À partir du jour 84, les deux unités de neutralisation avec les copeaux de saule et la noix de coco ont été alimentées par la colonne à scories no.2. L'alcalinité de la colonne à scories no. 1 a été beaucoup plus basse que l'alcalinité de la colonne no. 2 du fait que la colonne no. 1 a été en opération depuis plus

longtemps que la colonne no. 2. L'alcalinité à l'affluent (effluent des colonnes à scories) diminue avec le temps dû à l'épuisement des scories avec le temps ce qui résulte en moins de CaO disponible pour dissolution pour former OH^- . L'alcalinité diminue donc à l'effluent des unités de neutralisation par rapport à l'affluent.

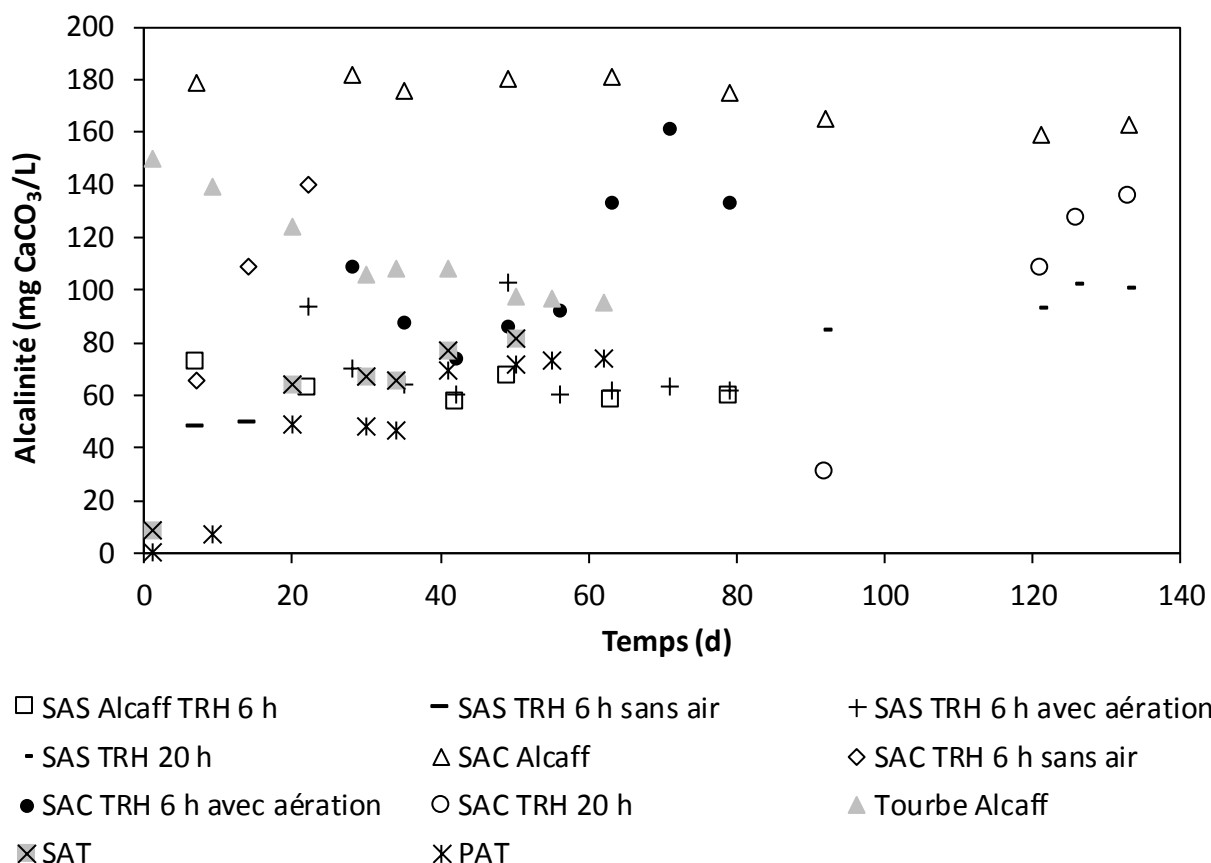


Figure 5.6: Évolution de l'alcalinité à l'affluent (Alcaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

5.1.2.1 Copeaux de saule et noix de coco

Sans et avec aération à TRH 6 h

Dans le cas des copeaux de saule l'alcalinité à l'effluent a été plus basse qu'à l'affluent (effluent de la colonne des filtres à scories no. 1) pendant la période sans aération et proche de l'alcalinité à l'affluent avec aération. Avec l'injection d'air ambiant, l'alcalinité hydroxyle a été remplacée par l'alcalinité bicarbonate et quand le pH a atteint 8, l'alcalinité hydroxyle et carbonate ont été

remplacées par l'alcalinité bicarbonate. Avec injection d'air enrichi en CO_2 (jour 49 à 84), l'alcalinité hydroxyle et carbonate ont été remplacées par l'alcalinité bicarbonate. Dans le cas de la noix de coco l'alcalinité a eu la même tendance que le pH, elle augmente avec le temps sans aération et diminue avec l'aération à l'air ambiant. Par contre, l'alcalinité augmente avec la concentration de CO_2 (jour 49 à 84) dû à l'apport des ions CO_3^{2-} et HCO_3^- par la dissolution du CO_2 dans l'eau.

Sans aération à TRH 20 h

Les deux colonnes de neutralisation ont été alimentées par la colonne à scories no. 2 (à partir du jour 84). À la sortie des colonnes de neutralisation, l'alcalinité a augmenté avec le temps. Pour la noix de coco mélangée avec la tourbe, l'alcalinité a augmenté rapidement atteignant presque l'alcalinité à l'affluent (même tendance que le pH).

5.1.2.2 Tourbe

Les deux unités de neutralisation ont été alimentées par la colonne à scories no. 2. À la sortie des colonnes de neutralisation, l'alcalinité a augmenté avec le temps et a presque atteint l'alcalinité à l'affluent. L'alcalinité a été plus haute pour le mode saturé que pour le mode percolant (même tendance que le pH).

5.2 Relargage de matière organique

Cette section décrit le comportement du système par rapport à la DCO, la DBO_5C , les MES, les MVES, la couleur et la turbidité.

5.2.1 DCO

La DCO totale, filtrée et particulaire des unités avec les copeaux de saule et la noix de coco sont présentées aux figures 5.7, 5.8 et 5.9 et de celles avec la tourbe aux figures 5.10, 5.11 et 5.12. Les valeurs et la tendance de la DCO totale et filtrée sont similaires. Il y a plus de différence au début des essais alors qu'il y aurait plus de relargage de matière organique particulaire. Les valeurs de la DCO totale à l'affluent des unités de neutralisation (effluent des filtres à scories) ont été entre 2 et 17 mg/L pour la colonne no. 1, entre 5 et 12 mg/L pour la colonne no. 2 pendant les essais avec la noix de coco au TRH de 6 h, entre 5 et 9 mg/L pendant les essais au TRH de 20 h et entre 4 et 7

mg/L pendant les essais avec la tourbe. La DCO à l'affluent a été plus basse qu'à l'effluent, car il n'y a pas de constituants de matière organique à l'affluent.

5.2.1.1 Copeaux de saule et noix de coco

Avec et sans aération à TRH 6 h

À la fin des essais, la DCO à l'effluent a été similaire à la DCO à l'affluent. Il n'y aurait eu alors plus de relargage de matière organique. Au début des essais la DCO des copeaux de saule a été inférieure à la DCO de la noix de coco. Après un mois et demi d'opération les valeurs de DCO ont été similaires pour les copeaux de saule et la noix de coco. Ces résultats s'opposent aux observations faites par Faust (Faust, 2016) où la DCO des copeaux de saule a été supérieure à celle de la noix de coco. Une hétérogénéité des matériaux provenant toutefois des mêmes fournisseurs pourrait expliquer cette différence.

La DCO particulière après la première semaine d'opération a été plus élevée à l'affluent de la colonne de neutralisation no. 2 (effluent colonne no. 2 à scories) qu'à l'effluent, il y a eu de la DCO particulière retenue par la noix de coco. La valeur de la DCO particulière plus élevée à l'effluent de la colonne no. 2 à scories probablement est due à un développement de biomasse dans le filtre à scories.

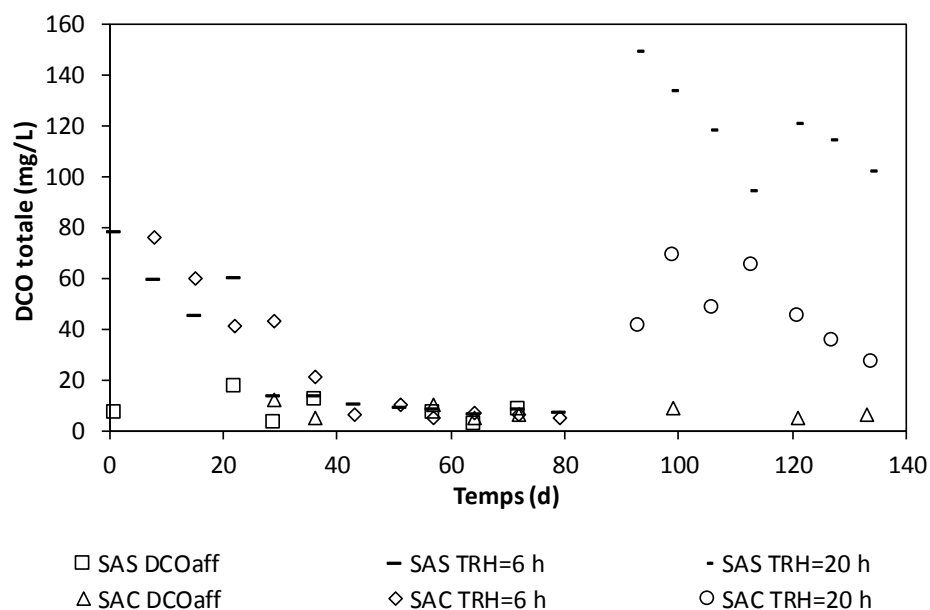


Figure 5.7: Évolution de la DCO totale à l'affluent (DCOaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et noix de coco (SAC)

Sans aération à TRH 20 h

La DCO a été plus élevée en absence d'aération à un TRH de 20 qu'au TRH de 6 h, car il y a plus de temps de contact et plus de média dans les colonnes. Le relargage de matière organique aurait été décroissant avec le temps en raison de la diminution de la disponibilité de matière organique pouvant être dissoute. La DCO des copeaux de sauleensemencés avec les boues activées était plus élevée que la DCO de la noix de coco mélangée avec la tourbe en raison de la haute valeur de la DCO des boues activées.

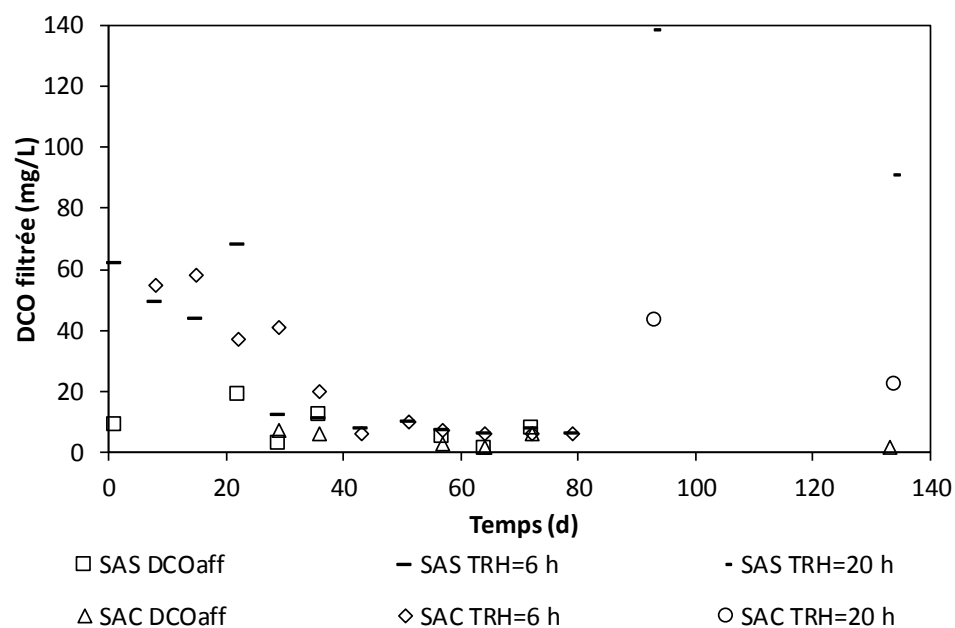


Figure 5.8: Évolution de la DCO filtrée à l'affluent (DCOaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et noix de coco (SAC)

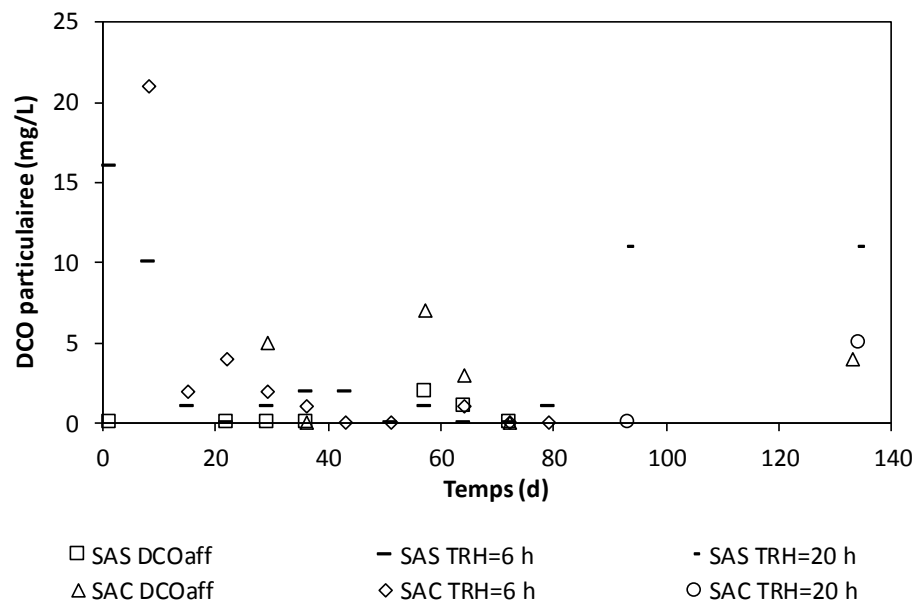


Figure 5.9: Évolution de la DCO particulaire à l’affluent (DCOaff) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS) et noix de coco (SAC)

5.2.1.2 Tourbe

La DCO en mode saturé était plus élevée qu’en mode percolant. La dissolution de la matière organique du média a été plus élevée en mode saturé qu’en mode percolant en raison d’un meilleur contact du média avec l’eau. La DCO à l’effluent des colonnes de neutralisation a diminué au cours du temps. La DCO totale a été un peu plus élevée que la DCO filtrée en mode saturé et similaire en mode percolant. Il y a eu plus de matière particulaire relarguée en mode saturé qu’en mode percolant.

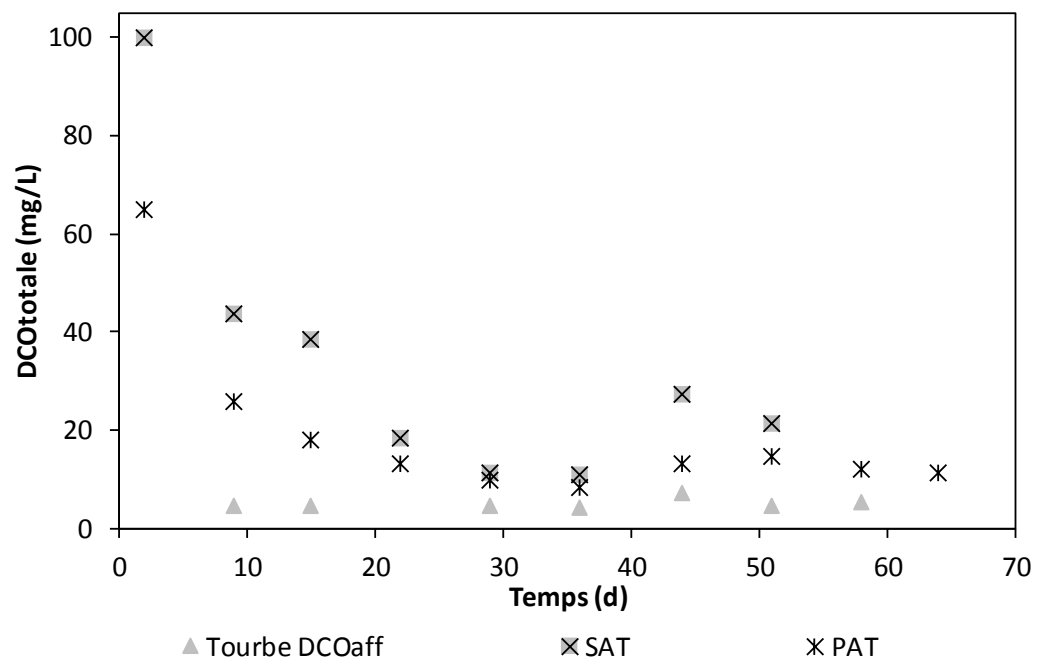


Figure 5.10: Évolution de la DCO totale à l'affluent (DCOaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT)

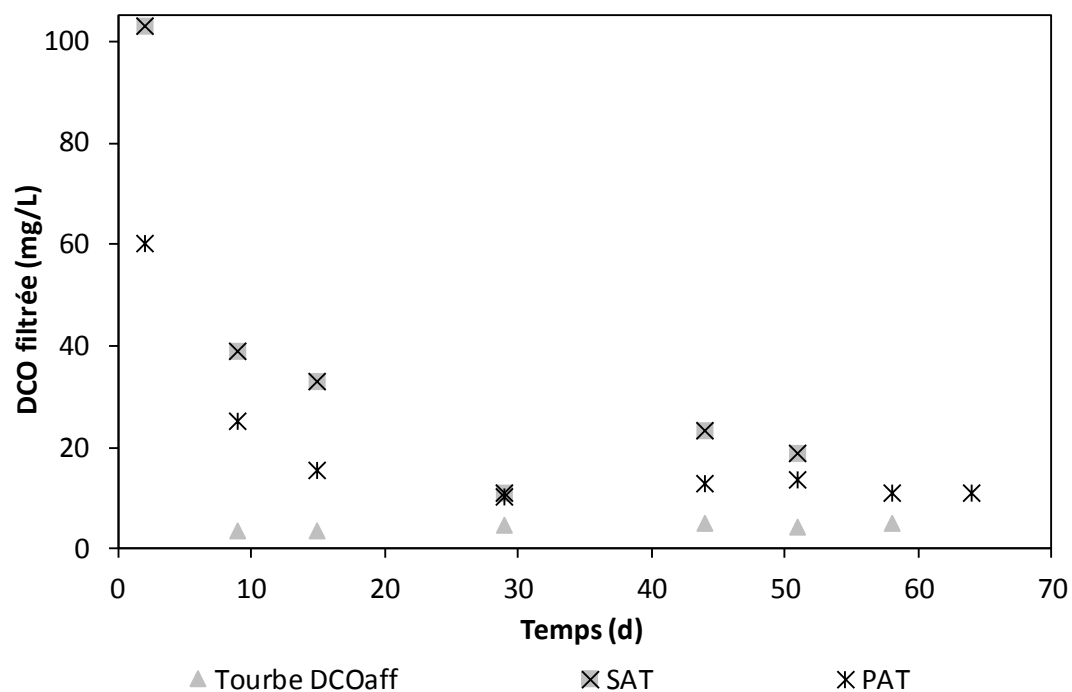


Figure 5.11: Évolution de la DCO filtrée à l'affluent (DCOaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT)

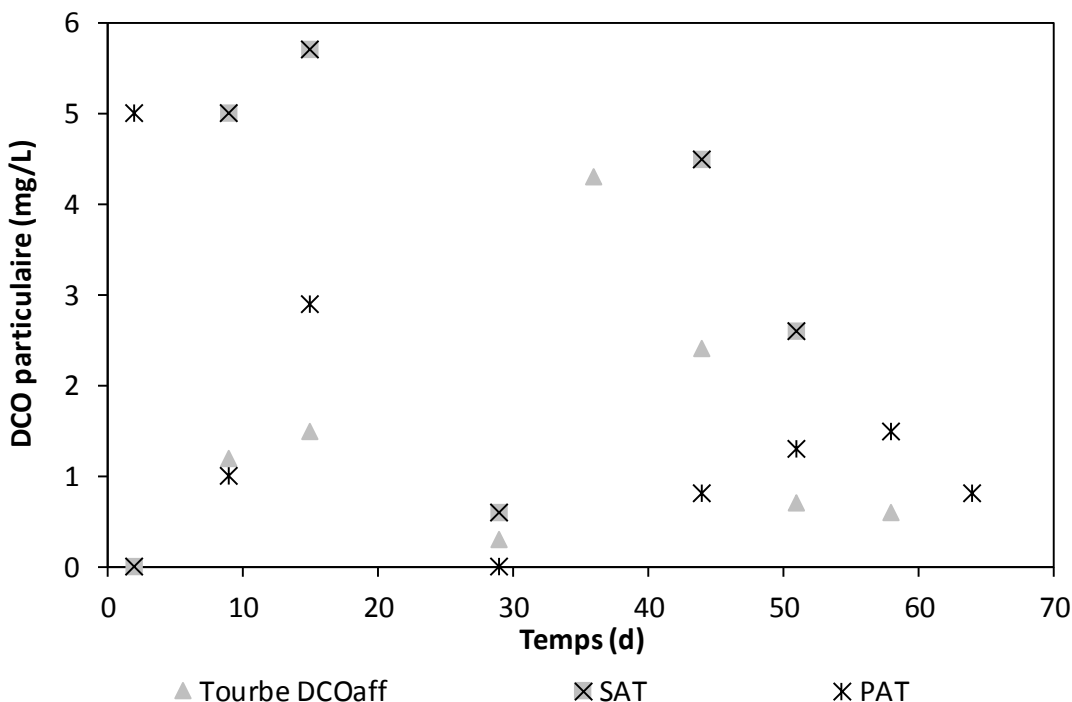


Figure 5.12: Évolution de la DCO particulaire à l'affluent (DCOaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et percolant (PAT)

Les MOV en contact avec l'eau relarguent de la matière organique mais leur relargage diminue avec le temps. La DCO a été plus basse en mode percolant qu'en mode saturé.

5.2.2 DBO₅C

Le ratio entre la DCO et la DBO₅C a été supérieur à 2 au début des essais et a augmenté avec le temps, la majorité de la matière organique relarguée par les MOV étant non biodégradable.

5.2.2.1 Copeaux de saule et noix de coco

Avec et sans aération à TRH 6 h

Pour les copeaux de saule la DBO₅C totale a été inférieure à 16 mg/L au jour 1, mais à partir du jour 9 les DBO₅C totale et filtrée ont été inférieures à 15 mg/L. Comme au jour 8 la DCO totale a été 59 mg/L et à partir du jour 29 a été inférieure à 15 mg/L, le ratio DCO/DBO₅C a été au minimum 3,9. Avec la noix de coco la DBO₅C totale a été inférieure à 15 mg/L au jour 23 du début des essais. Au jour 22 la DCO totale a été 41 mg/L. Le ratio DCO/DBO₅C a été au minimum 2,7. À partir du jour 43, la DCO totale a été inférieure à 15 mg/L. Ces résultats semblent indiquer que la demande

en oxygène requise pour les bactéries pour dégrader la matière organique par rapport à la demande chimique a été supérieure au début d'essai dans la colonne avec la noix de coco qu'avec les copeaux de saule. Il y aurait plus de matière organique biodégradable dans la noix de coco que dans les copeaux de saule. La DCO et la DBO_5C au début des essais ont été supérieures dans l'effluent de la noix de coco par rapport à l'effluent des copeaux de saule, confirmant les résultats observés pour le COT et le COD, (section 5.2.3). Il y aurait donc eu plus de matière organique dans l'effluent de l'unité avec de la noix de coco que dans celle avec des copeaux de saule pendant les 23 premiers jours d'essais, bien que le pH ait été inférieur à l'effluent des unités avec copeaux de saule par rapport à l'effluent de celles avec la noix de coco. La dissolution des acides fulviques et humiques pourrait être inférieure en utilisant de la noix de coco, la matière organique présente dans l'effluent pouvant être due à la présence de composants organiques non acides dans le matériau. Alternativement, la différence de pH pourrait être expliquée par la différence de pH à l'affluent des unités étant inférieur à l'affluent de l'unité avec copeaux de saule.

Sans aération à TRH 20 h

La DBO_5C au jour 44 a été encore supérieure à 15 mg/L pour la colonne des copeaux de saule ensemencés avec des boues activées et a été inférieure à 15 mg/L pour la colonne avec la noix de coco mélangée avec la tourbe. La présence des boues activées augmente la demande en oxygène.

5.2.2.2 Tourbe

La DCO et la DBO_5C ont été inférieures à 15 mg/L au jour 29 et leurs pH ont été inférieurs à 9,5 (système aéré), mais une fois que l'air a été coupé le pH a augmenté au-dessus de 9,5 et dans le mode saturé la DCO a augmenté au-dessus de 15mg/L.

5.2.3 Carbone organique

Le COT et le COD des unités de neutralisation sont présentés aux figures 5.13 et 5.14. La concentration de carbone organique à l'effluent diminue avec le temps et est plus haute qu'à l'affluent des unités. Il y a relargage de matière organique des médias, mais diminue avec le temps dû à l'épuisement du matériau.

5.2.3.1 Copeaux de saule et noix de coco

Avec et sans aération TRH 6 h

Les concentrations de carbone organique ont été plus basses pour les copeaux de saule que pour la noix de coco. Après un mois et demi d'opération, au début de l'injection d'air enrichi avec CO₂, les valeurs de carbone organique ont été similaires pour les copeaux de saule que pour la noix de coco. Le comportement est similaire à celui de la DCO.

Sans aération TRH 20 h

Le carbone organique a été plus haut pour les copeaux de saule ensemencés que pour le mélange de noix de coco et tourbe, mais dans les deux cas il y a eu fluctuation des valeurs.

5.2.3.2 Tourbe

Les concentrations ont été plus basses en mode percolant qu'en mode saturé, le transfert de matériau est plus haut avec le temps de contact du matériau avec l'eau. En mode saturé le COT et la DCO descendent et après la coupure de l'air augmentent. En mode percolant le COT et la DCO descendent et après la coupure de l'air augmentent pour descendre après de nouveau. Ces résultats pourraient être attribuables à la présence de bactéries qui consomment la matière organique ce qui fait diminuer la DCO, mais avec l'absence d'oxygène provenant de l'aération l'activité microbienne diminue ce qui fait augmenter la DCO. En mode percolant la DCO augmente après l'arrêt de l'aération et diminue après, car il y a plus d'oxygène disponible qu'en mode saturé, ce qui permettrait aux bactéries de se développer et de dégrader la matière organique. La DCO totale est un peu plus haute que la DCO filtrée en mode saturé et similaire en mode percolant. Par contre le COT et le COD sont similaires dans les deux modes.

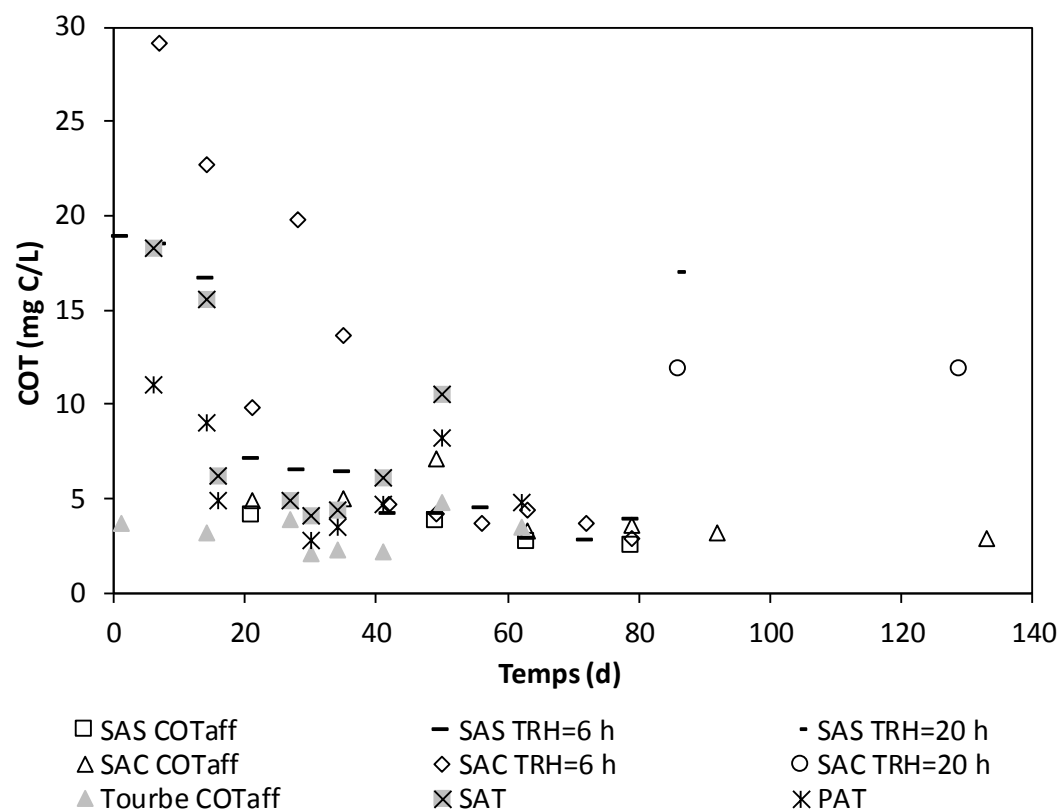


Figure 5.13: Évolution du COT à l’affluent (COTaff) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

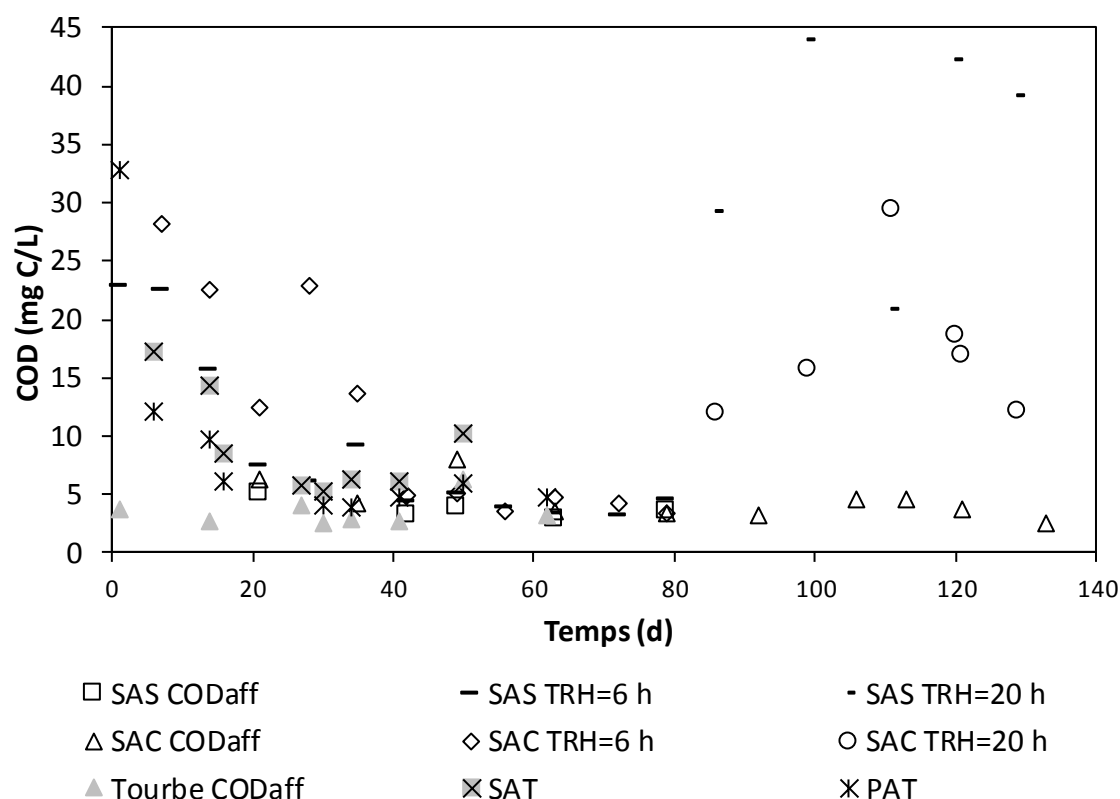


Figure 5.14: Évolution du COD à l'affluent (CODaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

Les valeurs du carbone organique total et dissous ont été similaires, certaines valeurs du carbone dissous sont plus hautes que les valeurs du carbone total ce qui pourrait être dû à une contamination pendant la filtration de l'échantillon. Il peut être supposé que la matière organique dans l'effluent est dissoute. La concentration de carbone organique est plus haute à l'effluent par rapport à l'affluent des unités de neutralisation dû au relargage de matière organique. Le relargage diminue avec le temps et la concentration de carbone organique diminue également, même tendance que pour la DCO. La DCO est due au relargage de matière organique par les MOV.

5.2.4 MES et MVES

Les MES et MVES ont été inférieures à 15 mg/L au long de tous les essais. Les MES et MVES ont été plus hautes à l'effluent par rapport à l'affluent et ont diminué à l'effluent avec le temps.

5.2.5 Couleur et turbidité

La turbidité et la couleur à l'effluent des unités de neutralisation en fonction du temps sont présentées aux figures 5.15 et 5.16, respectivement.

La turbidité à l'effluent diminue avec le temps. La matière organique particulaire relarguée au début d'essai (DCO totale plus grande que DCO filtrée) fait augmenter la turbidité de l'eau.

Au TRH de 6 h la turbidité a été plus haute pour la noix de coco que pour les copeaux de saule. Ces résultats diffèrent des résultats des essais de Faust (Faust, 2016) où la turbidité de la noix de coco a été inférieure à celle des copeaux de saule. La différence pourrait être due à une variation des propriétés des lots de ces MOV. Au jour 28, avant de commencer l'aération, la colonne avec la noix de coco a été vidée d'eau et remplie de nouveau et la turbidité a monté à 7,5 UTN et les MES ont monté à 6,0 mg/L.

Au TRH de 20 h la turbidité de l'unité avec copeaux de sauleensemencés avec les boues activées a été supérieure à celle avec de la noix de coco mélangée avec la tourbe dû aux hautes valeurs des MES des boues activées. La turbidité diminue avec le temps. Le premier jour des essais la turbidité des copeaux de saulesensemencés a été 6,5 NTU et les MES au jour 7 était 9,9 mg/L.

Pour la tourbe en mode saturé la turbidité a été plus haute que pour le mode percolant, il semble qu'il y a plus relargage de matériau en mode saturé dû à un temps de contact plus haut du matériau avec l'eau.

La turbidité a suivi la même tendance que les MES et MVES.

Les critères de qualité d'eau de surface indiquent de ne pas dépasser plus de 5,0 UTN de la turbidité naturelle quand elle est faible, inférieure à 50 UTN (MDDELCC, 2017c). La turbidité plus élevée des effluents des unités de neutralisation a été 7,5, des valeurs sous les critères de qualité d'eau de surface.

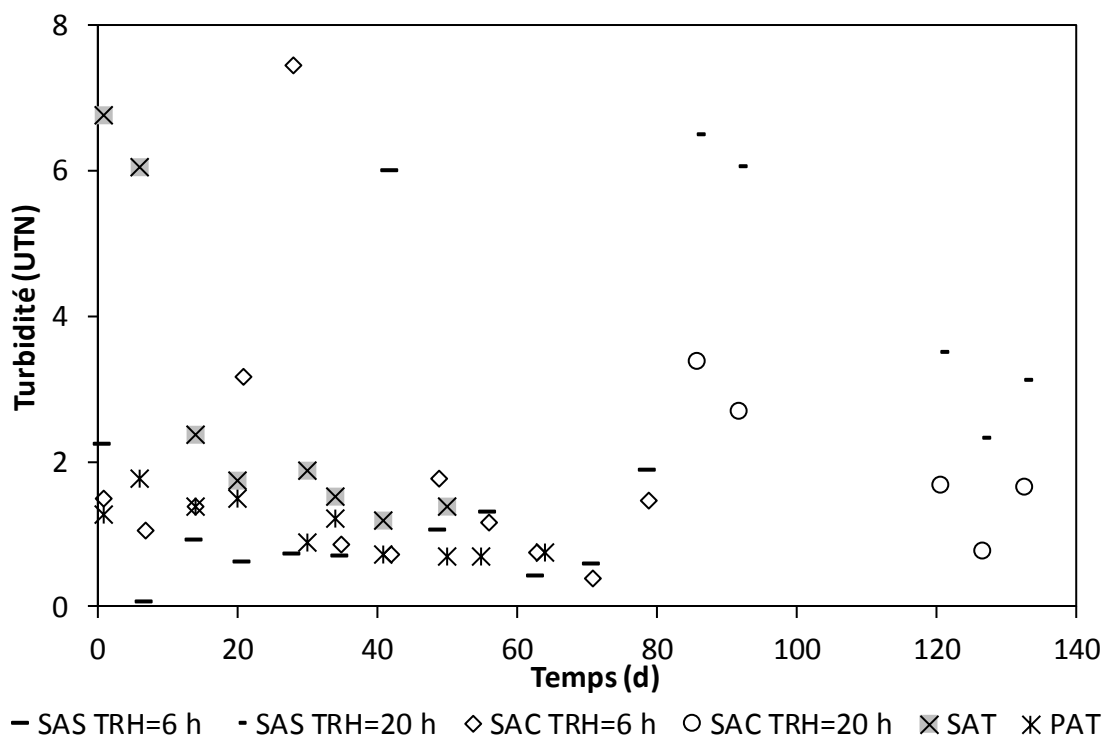


Figure 5.15: Évolution de la turbidité à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

La couleur a été élevée au début des essais et plus élevée encore pour la noix de coco et pour le mode saturé avec tourbe avec des valeurs supérieures à la limite de détection de l'appareil, 100 UH. La couleur a diminué avec le temps jusqu'à atteindre un plateau. Étant donné que la couleur est une indication de la présence de matière organique incluant les acides humiques et fulviques (Crittenden et al., 2012), la couleur à l'effluent des unités serait attribuable au relargage de matière organique du matériau organique. Ce relargage de matière diminue avec la diminution de la couleur dans l'eau ce qui peut indiquer l'épuisement du matériau. Les unités de neutralisation avec la noix de coco et avec la tourbe en mode saturé avec de hautes valeurs de la couleur ont les valeurs de pH plus hauts également. Il semble que cette matière organique relarguée ne contient pas de hautes concentrations des acides fulviques et humiques capables de baisser le pH dans la colonne. La couleur avec le temps a été plus basse dans les unités avec copeaux de saule et noix de coco que dans les unités avec la tourbe.

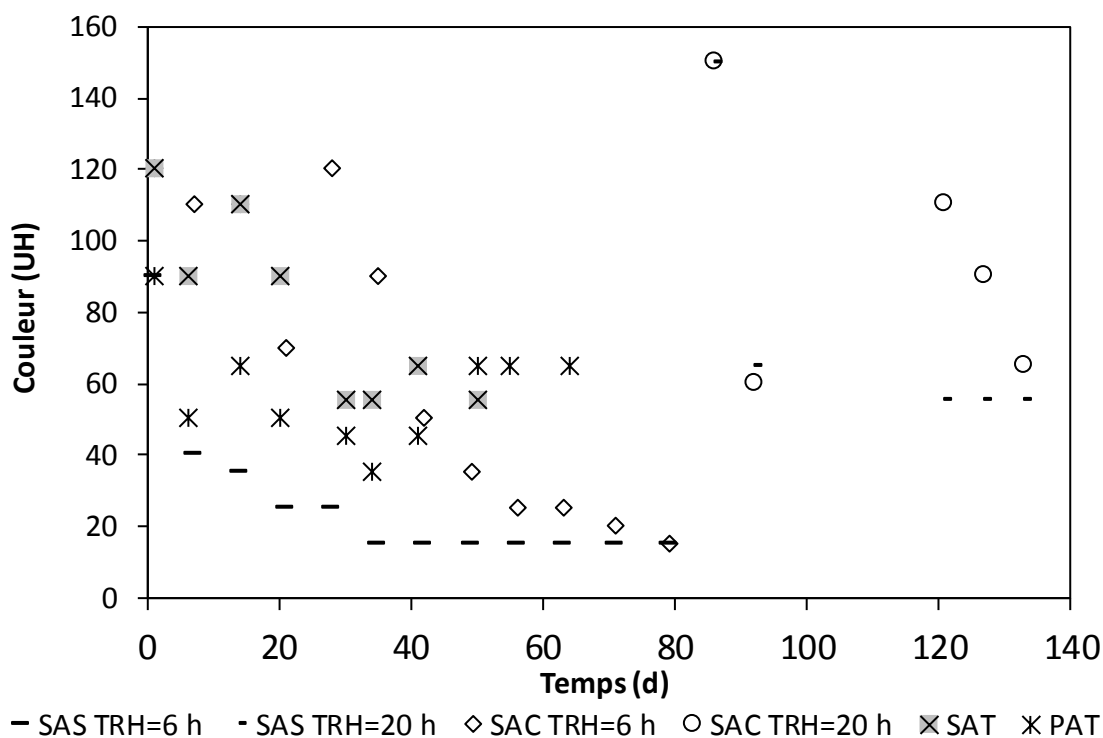


Figure 5.16: Évolution de la couleur à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

5.3 Relargage de composés inorganiques

Cette section décrit le comportement du système par rapport à la concentration de calcium, manganèse et carbone inorganique.

5.3.1 Calcium

La concentration de calcium des unités de neutralisation est présentée à la Figure 5.17.

La concentration de calcium à l'affluent a diminué avec le temps dû à l'épuisement des scories ce qui résulte en moins de CaO disponible pour la dissolution. La concentration de calcium à l'effluent de la colonne à scories no. 1 a été plus basse qu'à l'effluent de la colonne no. 2 dû au fait que la colonne no. 1 a opéré plus longtemps que la colonne no. 2 qui était devenue moins réactive.

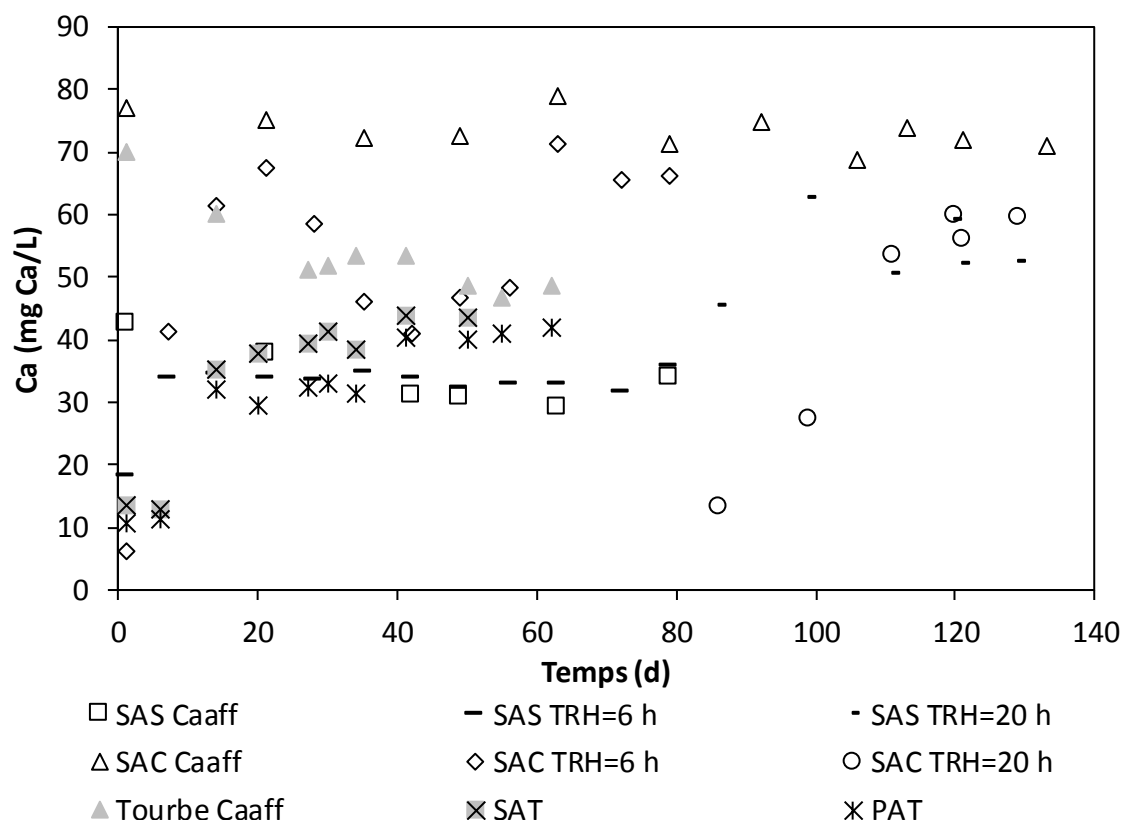


Figure 5.17: Évolution de la concentration de calcium à l’affluent (Ca aff) et à l’effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

5.3.1.1 Copeaux de saule et noix de coco

Avec et sans aération à TRH 6 h

Dans le cas de l’unité avec les copeaux de saule alimentée par la colonne des filtres à scories no. 1 la concentration de calcium à l’effluent a diminué par rapport à l’affluent pendant les 20 premiers jours d’opération (sans aération). Le calcium pourrait être adsorbé par le matériau et/ou précipité quand le pH est supérieur à 8,3. Après le jour 20 la concentration de calcium à l’effluent a été légèrement supérieure qu’à l’affluent (avec aération). Les valeurs à l’effluent ont été presque constantes. Le calcium pourrait être relargué par le matériau ou dissous à pH inférieur à 8,3.

La concentration de calcium à l’effluent des unités de neutralisation alimentées avec la colonne à scories no. 2 a été plus basse que la concentration à l’affluent en tout temps. Cette diminution pourrait être attribuable à la précipitation de la calcite ou à l’adsorption du calcium par le média

des unités quand le pH est inférieur à 8,3. La concentration de calcium à l'effluent a augmenté avec le temps dans la configuration sans aération (premiers 20 jours). Cette augmentation peut être due à l'épuisement du média qui diminue sa capacité d'adsorption avec le temps. Étant donné que la concentration de calcium a augmenté même lorsque le pH était supérieur à 8,3, l'hypothèse que la calcite aurait précipité ne serait pas valide. Avec aération à l'air ambiant la concentration de calcium a diminué avec le temps. Cette diminution pourrait être due à la précipitation de la calcite étant donné que le pH a été au-dessus de 8,3 en tout temps. Avec injection de CO₂ (jour 49 à 84) le calcium a augmenté avec le temps dû à la dissolution de la calcite avec la diminution du pH.

Sans aération à TRH 20 h

Les deux colonnes de neutralisation ont été alimentées par la colonne à scories no. 2. La concentration de calcium a été plus haute à l'affluent qu'à l'effluent. La concentration de calcium à la sortie des unités de neutralisation a été plus haute avec la noix de coco qu'avec les copeaux de saule.

Dans les unités avec copeaux de saule la concentration de calcium a augmenté au début avec l'augmentation du pH pour diminuer après et rester presque constante. La capacité de rétention du matériau diminue avec le temps pour rester constante à partir du pH 8,3. Dans les unités avec noix de coco mélangé avec la tourbe, la concentration a augmenté avec le temps avec l'augmentation du pH. Il semble que la tourbe au début des essais ait échangé le calcium avec les protons hydrogène ce qui a fait réduire le pH au début. La tourbe s'épuise avec le temps, diminue sa capacité d'échange avec le calcium et le pH augmente presque aux valeurs de l'affluent. Le média n'aurait alors plus de capacité de neutralisation ni d'échanger les métaux.

5.3.1.2 Tourbe

Au début des essais le calcium à l'effluent a diminué par rapport à l'affluent. La tourbe aurait échangé le calcium par les protons hydrogènes ce qui aurait fait diminuer le pH au début des essais grâce à sa capacité d'échange cationique (Couillard, 1994). Au fur et à mesure que la tourbe s'épuise, le pH et le calcium augmentent à l'effluent. Le calcium a augmenté avec l'augmentation du pH et est resté constant quand le pH était constant. La concentration de calcium à la sortie a été plus haute dans le mode saturé que dans le mode percolant. La tourbe s'épuise plus rapidement en mode saturé que percolant. Le calcium a eu la même tendance que le pH.

5.3.2 Manganèse

La concentration de manganèse à l'effluent des filtres à scories a été 0.

Au TRH de 6 h la concentration de manganèse à l'effluent des configurations des copeaux de saule et de la noix de coco a été 0. Au TRH de 20 h (copeaux de saule ensemencés avec boues activées et noix de coco mélangée avec tourbe) la concentration de manganèse au jour 6 (premier jour mesuré) a été 0,04 mg Mn/L pour SAS et 0,28 mg Mn/L pour SAC. Le jour suivant mesuré a été le jour 33 où les valeurs ont été 0 à partir de ce jour.

Dans les unités de neutralisation avec la tourbe, la concentration de manganèse à l'effluent a été 0,00 à partir du jour 14. Le jour 1 a été 0,13 mg Mn/L pour PAT et 0,17 mg Mn/L pour SAT et le jour 6 de 0,03 mg Mn/L pour PAT et 0,07 mg Mn/L pour SAT. Ces valeurs sont inférieures aux critères de qualité de l'eau de surface qui sont entre 0,26 et 12 mg/L pour des eaux d'alcalinité entre 10 et 150 mg CaCO₃/L ((MDDELCC, 2017c).

La tourbe a relargué du Mn au moins jusqu'au jour 6 d'opération.

5.3.3 Carbone inorganique

Le CIT et CID des unités de neutralisation sont présentés aux figures 5.18 et 5.19, respectivement. Dans toutes les unités de neutralisation le carbone inorganique à l'effluent augmente par rapport à l'affluent.

Pour les copeaux de saule les valeurs fluctuent pendant les essais sans aération et restent constantes pendant les essais avec air et air enrichi pour augmenter au début des essais au TRH de 20 h et diminuer avec le temps. Pour la noix de coco les valeurs fluctuent. Pour la tourbe, le carbone inorganique tend à augmenter avec le temps avec les essais avec et sans aération. L'augmentation du carbone inorganique par rapport à l'affluent pendant les essais sans aération pourrait être attribuable au contact de l'eau avec l'air confiné dans la colonne de neutralisation. Il semble que chaque matériau a un comportement différent par rapport au carbone inorganique. Pour les copeaux de saule la concentration du carbone inorganique n'a presque pas changé à différentes concentrations de dioxyde de carbone injecté. Pour la tourbe, le carbone inorganique à l'effluent a augmenté avec le temps et il semble donc que la tourbe ait relargué du carbone inorganique.

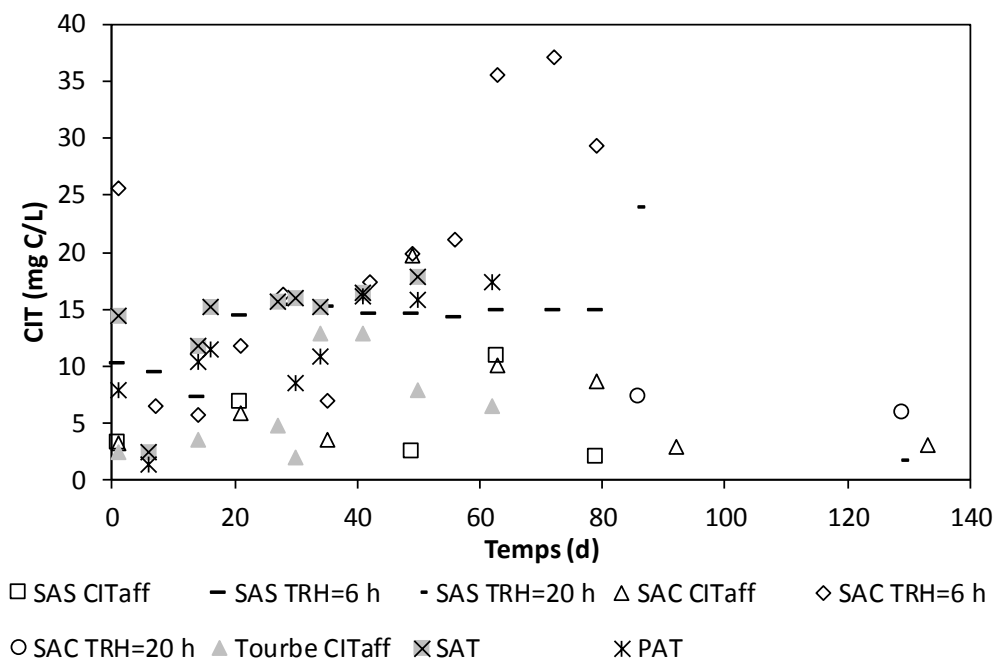


Figure 5.18: Évolution du CIT à l'affluent (CIT aff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

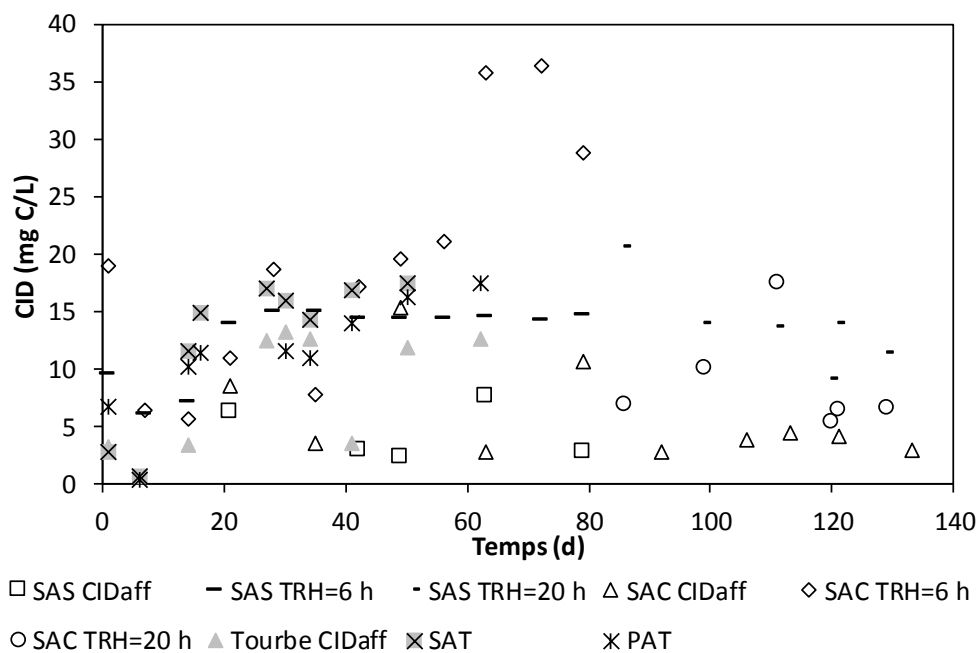


Figure 5.19: Évolution du CID à l'affluent (CID aff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

Les valeurs du carbone inorganique total et dissous sont similaires, certaines valeurs du carbone dissous sont plus hautes que les valeurs du carbone total ce qui pourrait être dû au contact de l'échantillon avec l'air pendant la filtration.

5.3.4 Conductivité

La conductivité a été mesurée pour évaluer la capacité de la tourbe d'enlever les ions dans l'eau et son effet sur le pH. La conductivité des unités de neutralisation avec la tourbe est présentée à la Figure 5.20. La conductivité à l'affluent (effluent du filtre à scories) diminue avec le temps dû à l'épuisement des scories avec le temps ce qui résulte en moins de CaO disponible pour dissolution. La conductivité à l'effluent des unités avec la tourbe est inférieure à celle de l'affluent, ce qui suggère que la tourbe retient les ions. La conductivité à l'effluent augmente avec le temps suggérant que la capacité de la tourbe à retenir des ions diminue avec le temps. La conductivité à l'effluent en mode percolant est plus basse qu'en mode saturé. Cette observation correspond à celle du pH et de la concentration en Ca. En mode percolant le pH est plus bas qu'en mode saturé et la concentration de Ca plus basse, ce qui pourrait être attribuable à la capacité de la tourbe à échanger les ions calcium par les ions H^+ ce qui fait diminuer le pH de l'effluent. En mode percolant il semble que la tourbe aurait plus de capacité d'échange qu'en mode saturé dû au fait que la superficie de contact de l'eau avec la tourbe est supérieure en mode percolant qu'en mode saturé.

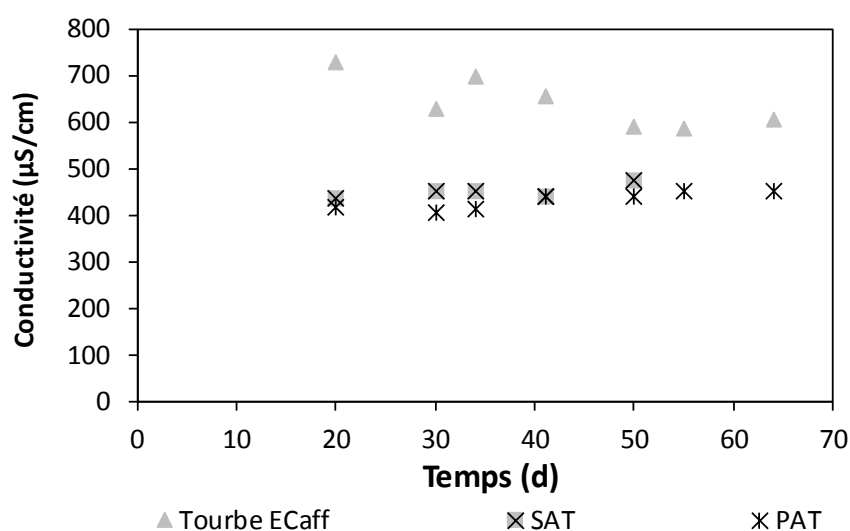


Figure 5.20: Évolution de la conductivité à l'affluent (ECaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

5.4 Oxygène dissous

L'OD a été mesuré cinq fois pendant les essais avec les copeaux de saule et quatre fois pour la noix de coco pour évaluer l'activité de respiration biologique.

L'OD de l'affluent et l'OD et le pH correspondants à l'effluent sont présentés à la Figure 5.21. L'OD mesuré au jour 16 du début de l'essai montre une consommation d'oxygène, il semble qu'il y aurait de l'activité bactérienne qui consomme de l'oxygène, mais le CO_2 produit ne serait pas suffisant pour neutraliser l'effluent, le pH étant supérieur à 9 pour les deux configurations SAS et SAC. Pendant les essais avec aération, la concentration de l'OD à l'effluent est proche de la concentration de l'OD à l'affluent. Les concentrations sont plus proches quand le ratio $Q_{\text{gaz}}/Q_{\text{eau}}$ est plus élevé. La neutralisation est due à l'aération et non à l'activité microbienne. Au jour 129 des essais, jour 44 au TRH de 20 h, (sans aération) l'OD à l'effluent est inférieur que à l'affluent, mais la production de CO_2 n'est pas assez pour neutraliser l'effluent au pH ciblé inférieur à 9,5.

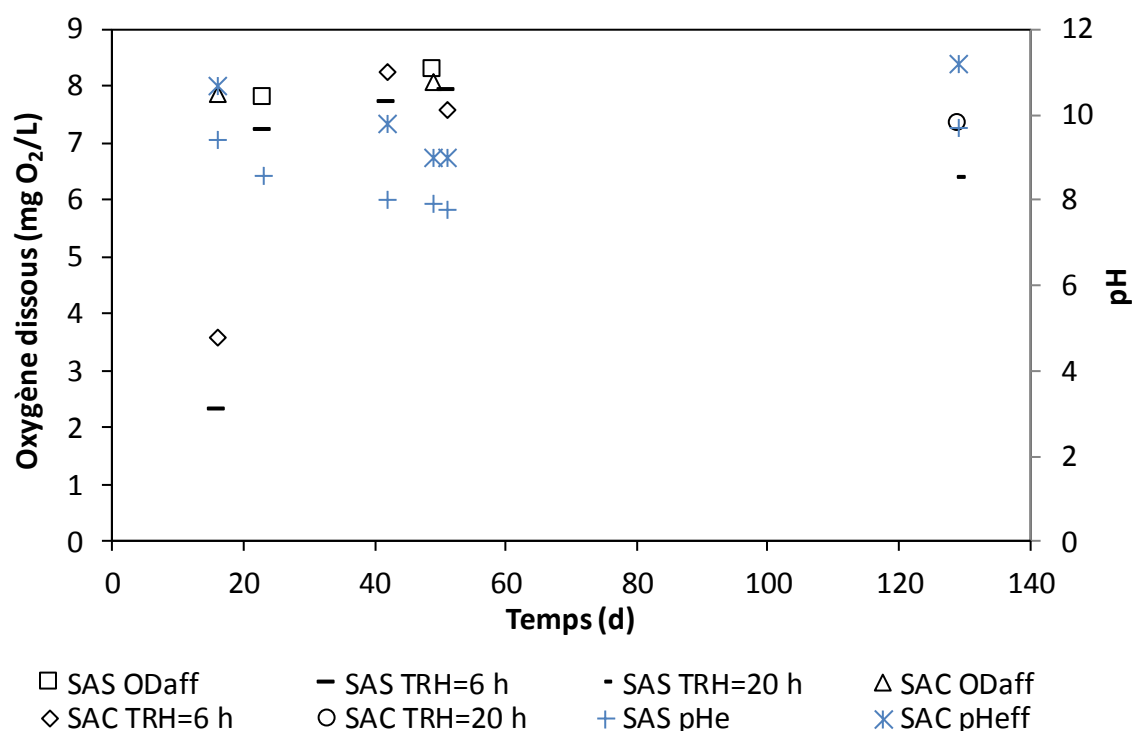


Figure 5.21: Mesure du pH et de l'oxygène dissous à l'affluent (pHaff et ODaff) et à l'effluent des unités de neutralisation avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) en fonction du temps

5.5 Comportement hydraulique

Les résultats des essais de traceur des configurations SAS et SAC au TRH de 6 h et SAT et PAT (TRH de 11 h) sont présentés à la Figure 5.22 et la récupération du traceur et l'efficacité de déplacement E_D sont présentés au

Tableau 5.1, où $E_D = t_a / \text{TRH}$ (t_a est le temps de rétention moyen ou le centre de masse de la courbe du traceur). Les colonnes avec moins de temps de rétention (SAS et SAC) ont un pic plus élevé ce qui indique que les constituants à l'affluent des colonnes sont lavés plus rapidement de la colonne et ont moins de temps pour interagir avec le média que pour les colonnes SAT et PAT.

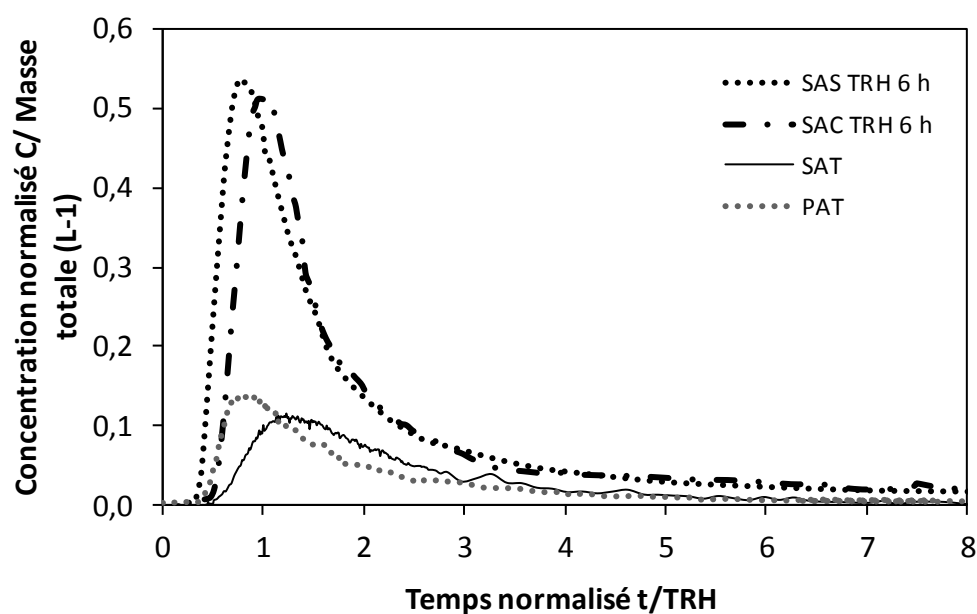


Figure 5.22: Courbe normalisée des essais de traceur avec copeaux de saule (SAS), noix de coco (SAC) et tourbe en mode saturé (SAT) et en mode percolant (PAT)

Tableau 5.1: Résultat des essais de traceur

Code	No de colonne	E_D	% de traceur récupéré
SAS	1	3,04	74
SAC	2	4,47	108
SAT	1	2,86	95
PAT	2	2,33	90

Un pourcentage de récupération de 90% et plus indique que le test est valide et qu'il n'y a pas de réactions d'interférence. Un pourcentage de récupération entre 75 et 90% indique des résultats valides, mais qu'il pourrait avoir des espaces morts dans le réacteur, un mélange non adéquat ou des erreurs analytiques. Un pourcentage de récupération inférieur à 75% peut indiquer qu'il y a eu de problèmes avec le test ou la présence de grands volumes d'espaces morts (Teefy, 1996). La configuration SAS a eu un pourcentage de récupération légèrement inférieur à 75%, mais aucune perte de traceur n'a été détectée pendant l'injection et la manipulation, et la méthode analytique a été la même pour tous les essais de traceur. Le bas pourcentage de récupération pourrait être attribuable à la rétention du traceur dans des espaces morts dans le média ou le traceur pourrait avoir été adsorbé par le matériau.

Si $E_D=1$, le volume total de la colonne est utilisé par le fluide, si $E_D<1$ un certain volume de la colonne n'est pas utilisé et il y aurait donc des espaces morts, et si $E_D>1$ il y a une rétention du traceur dans la colonne avec le traceur adsorbé sur une surface solide (Levenspiel, 2012). Tous les résultats indiquent une $E_D>1$, ce qui pourrait être dû à l'adsorption ou la rétention du traceur par le matériau. Les colonnes ont eu un mauvais comportement hydraulique avec rétention du fluide. Avec les médias inertes les modes saturés et le mode percolant avec gravier ont eu un bon comportement hydraulique avec des E_D proche de 1, mais les modes percolant avec média Bionest et AnoxKaldnes K3 ont eu un mauvais comportement hydraulique avec présence d'espaces morts. L'hydraulique des colonnes a un impact en la capacité de neutralisation des colonnes.

CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE

Dans ce chapitre sont présentées une vérification des deux hypothèses scientifiques posées (Chapitre 1) et les retombées et l'originalité des travaux abordés dans ce mémoire.

6.1 Validité des hypothèses scientifiques

6.1.1 Matériaux inertes

La première hypothèse scientifique de ce projet était que l'utilisation de matériaux inertes comme média filtrant en mode saturé ou percolant avec injection d'air enrichi ou non en CO_2 permet de respecter les exigences de rejet du MDDELCC en pH, de façon durable. Les limites de 6,0 et 9,5 ont été établies selon le critère de rejet du règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (MDDELCC, 2017b) et selon les critères de qualité de l'eau de surface selon lesquels cette exigence satisfait l'objectif de protection du milieu aquatique (MDDELCC, 2017c). Il n'y a pas un critère de rejet de pH établi pour le traitement décentralisé d'eaux usées domestiques. Étant donné que les médias utilisés sont inertes et qu'ils ne réagissent pas avec l'eau, l'effet sur les MES et la DBO_5 C n'a pas été évalué. Les médias inertes n'ont pas non plus un effet direct sur le pH de l'eau, mais ils ont un effet sur l'hydraulique de la colonne et la distribution d'air.

Cette hypothèse a été vérifiée pour chacun des médias en mode saturé et en mode percolant avec injection d'air et avec injection d'air enrichi avec CO_2 (Table 4.2). Concernant le pH minimum l'hypothèse est valide, le pH des essais réalisés a été supérieur au pH minimum établi en tout temps. Concernant le pH maximum établi, cette hypothèse est valide à partir d'un débit d'air minimal ou d'une concentration minimale de CO_2 . Les paramètres minimaux testés pour ne pas dépasser le pH maximum exigé sont présentés au Tableau 6.1. Par conséquent, cette hypothèse n'est pas réfutée puisqu'il est possible d'atteindre les limites de pH établis à partir des conditions minimales d'opération des différentes configurations avec les médias inertes.

Tableau 6.1: Paramètres minimaux testés pour ne pas dépasser le pH 9,5

Média	Mode	Aération avec air ambiant		Aération avec air enrichi en CO ₂	
		Q _{air} /Q _{eau} (L/L)	pH _{eff}	F _{CO₂} /Q _{eau} (gCO ₂ /L)	pH _{eff}
Sans média	Saturé	126	9,2	0,012	7,8
Gravier	Saturé	91	9,1	0,035	9,3
				0,068 ¹	7,5
Gravier	Percolant	53	8,8	0,069	7,5
Bionest	Saturé	68	9,3	0,044	7,8
Bionest	Percolant	111	9,5	0,231	7,4
AnoxKaldnes K3	Saturé	112	9,1	0,197	8,3
				0,248 ¹	8,1
AnoxKaldnes K3	Percolant	186	9,4	0,057	7,6

Note : ¹ Valeurs minimales testées à partir desquelles le pH est inférieur à 8,3

Par contre pour assurer les conditions d'opération qui permettent de maintenir un pH inférieur à 9,5 de façon durable il faut éviter l'encrassement du réacteur, des conduits et l'obstruction du diffuseur d'air. À pH 8.3 la calcite précipite ce qui provoquera la présence de dépôts qui encrasseront les unités avec le temps. Toutes les configurations aérées avec injection d'air ambiant ont eu des pH supérieurs à 8,3, il y aura donc formation de calcite. En se basant sur les résultats de la modélisation sur la concentration de calcite dans le réacteur (section 4.3.1) en mode saturé, la calcite ne s'accumule pas dans le réacteur et elle est évacuée avec l'effluent et en mode percolant le précipité s'accumule sur le média. Selon les résultats des essais de traceur, le mode percolant avec média Bionest et AnoxKaldnes K3 a un mauvais comportement hydraulique avec présence d'espaces morts. L'utilisation de matériaux inertes comme média filtrant en mode percolant avec injection d'air non enrichi en CO₂ ne semble pas permettre de respecter les exigences de rejet du MDDELCC en pH, de façon durable. Par conséquence, cette hypothèse n'est pas réfutée pour le mode saturé avec injection d'air non enrichi. Avec injection d'air enrichi en CO₂, les pH sont inférieurs à 8,3 à partir d'une injection minimale de CO₂. La quantité minimale injectée de CO₂ qui a assuré des valeurs de pH inférieurs à 8,3 pour chaque configuration est présentée au Tableau 6.1.

Afin de pouvoir respecter les exigences de rejet en pH de façon durable l'aération doit être enrichie en CO_2 . Par conséquent cette hypothèse est valide avec injection d'air enrichi en CO_2 .

6.1.2 Matériaux organiques

La deuxième hypothèse scientifique de ce projet était que l'utilisation de matériaux organiques végétaux (MOV) comme média filtrant en mode saturé ou percolant avec ou sans aération permet de respecter les exigences de rejet du MDDELCC en pH, DBO_5C et MES de façon durable, avec une longévité minimale d'un an.

Cette hypothèse a été vérifiée pour les conditions et matériaux présentés au Tableau 6.2. Le respect ou non aux exigences de rejet est également présenté au Tableau 6.2. Les MES sont respectées en tout temps, la DBO_5C est respectée après le jour 1 pour les copeaux de saule, après le jour 9 pour la noix de coco et entre le jour 1 et le jour 29 pour la tourbe. Le pH est respecté avec aération (sauf pour la noix de coco) à partir d'un certain débit ou d'une concentration minimale de CO_2 . Les premiers jours d'opération de la tourbe le pH a été en dessous de 6,0. Cette hypothèse est réfutée pour les matériaux organiques (copeaux de saule, copeaux de sauleensemencés avec des boues activées, noix de coco et tourbe) en mode saturé et pour la tourbe en mode percolant sans aération.

L'aération et l'injection de CO_2 font baisser le pH à l'effluent en utilisant des MOV, mais il faudrait vérifier que le matériau ne se dégrade pas avec le temps. Pour assurer le respect des exigences de rejet à long terme il faut également éviter la précipitation de calcite (pH 8,3) qui mènerait à l'encrassement du réacteur, des conduits et à l'obstruction du diffuseur d'air. En se basant sur les résultats avec aération à l'air ambiant les copeaux de saule en mode saturé et la tourbe en mode percolant ont atteint des pH inférieurs à 8,3. Par contre ce qui n'a pas été vérifié c'est la stabilité du pH à long terme. Avec injection de CO_2 le pH est inférieur à 8,3, mais la stabilité du pH n'a pas été vérifiée non plus à long terme. Les paramètres nécessaires pour atteindre un pH inférieur à 8,3 sont présentés au Tableau 6.3.

Tableau 6.2: Respect des normes de rejet

			pH	MES	DBO ₅ C
Normes de rejet à respecter			6,0 à 9,5	≤ 15 mg/L	≤ 15 mg/L
Mode d'alimentation	Type d'air	Média	Respect		
Saturé	Sans aération	Copeaux de saule	non après jour 13	oui	oui après jour 1
Saturé	Ambiant	Copeaux de saule	oui	oui	oui ¹
Saturé	Enrichi	Copeaux de saule	oui	oui	oui ²
Saturé	Sans aération	Copeaux de saule ensemencés avec des boues activées	non après jour 34	oui	non
Saturé	Ambiant	Tourbe	non avant jour 14 et après jour 36	oui	oui au jour 29
Saturé	Sans aération	Tourbe	non	oui	<i>non testé</i>
Saturé	Sans aération	Noix de coco	non	oui	oui après jour 9
Saturé	Ambiant	Noix de coco	non	oui	oui ¹
Saturé	Enrichi	Noix de coco	oui	oui	oui ²
Saturé	Sans aération	Noix de coco + Tourbe	non après jour 36	oui	oui au jour 45
Percolant	Ambiant	Tourbe	oui après jour 14	oui	oui au jour 29
Percolant	Sans aération	Tourbe	non après jour 21	oui	<i>non testé</i>

Notes : ¹Cette configuration a commencé après 20 jours d'opération de la colonne avec ce matériau quand la valeur de la DBO₅C était inférieure à 15 mg/L

²Cette configuration a commencé après 40 jours d'opération de la colonne avec ce matériau quand la valeur de la DBO₅C était inférieure à 15 mg/L

Tableau 6.3: Paramètres minimaux testés pour pH inférieur à 8,3

Média	Mode	Aération avec air ambiant		Aération avec air enrichi en CO ₂	
		Q _{air} /Q _{eau} (L/L)	pH _{eff}	F _{CO₂} /Q _{eau} (gCO ₂ /L)	pH _{eff}
Copeaux de saule	Saturé	89	8,0	0,09	7,7
Noix de coco	Saturé	165	9,8 ¹	0,75	8,1 à 8,2
Tourbe	Saturé	196	9,0 ²	<i>non testé</i>	-
Tourbe	Percolant	161	8,2	<i>non testé</i>	-

Notes : ¹pH stable minimum atteint

²pH stable atteint (le pH augmentait avec le temps et le débit)

Cette hypothèse n'est pas donc réfutée pour les copeaux de saule en mode saturé et la tourbe en mode percolant avec aération à l'air ambiant et pour les copeaux de saule et la noix de coco en mode saturé avec injection de CO₂ (air enrichi). Afin de confirmer la validité de cette hypothèse, des essais à long terme pourront être faits avec les paramètres des pH inférieurs à 8,3 du Tableau 6.3. Le respect des exigences de rejet du MDDELCC en pH, DBO₅C et MES se fait après un certain nombre de jours dû au relargage initial de matière organique du média filtrant. Il faudrait vérifier ce respect à long terme.

6.1.3 Comparaison du matériau inerte et organique

En ce qui concerne le pH les copeaux de saule avec aération non enrichi ont été plus performants que les matériaux inertes en mode saturé. La tourbe est plus performante au début des essais, mais avec le temps le pH augmente et même avec l'augmentation du débit d'air. Le pH à l'effluent des configurations avec matériau inerte comme média filtrant a été supérieur à 8,3 tandis que le pH avec les copeaux de saule a atteint 8,0 (Figure 6.1). Néanmoins, le pH du filtre à scories $10,66 \pm 0,03$ a été plus bas que celui de chacune des configurations avec les matériaux inertes (Table 4.2). Des essais à long terme et avec un filtre à scorie au début d'opération pourront être faits pour évaluer la performance des copeaux de saule. En mode percolant avec aération non enrichie le gravier et la tourbe ont de performances semblables entre 50 et 160 L/L Q_{air}/Q_{eau}, des valeurs supérieures n'ont pas été testées pour le gravier (Figure 6.2). Le pH du filtre à scories pour la tourbe $11,15 \pm 0,09$ a été un peu plus haut que celui pour le gravier $10,97 \pm 0,04$.

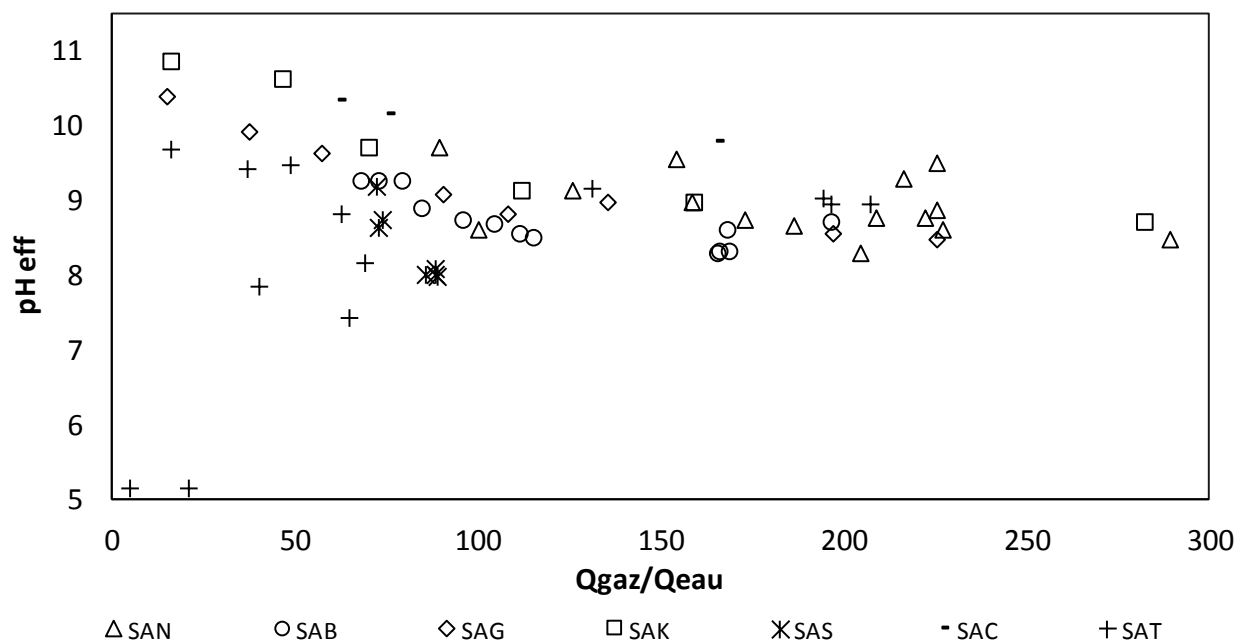


Figure 6.1: pH à l'effluent mode saturé avec aération (matériaux organiques et inertes)

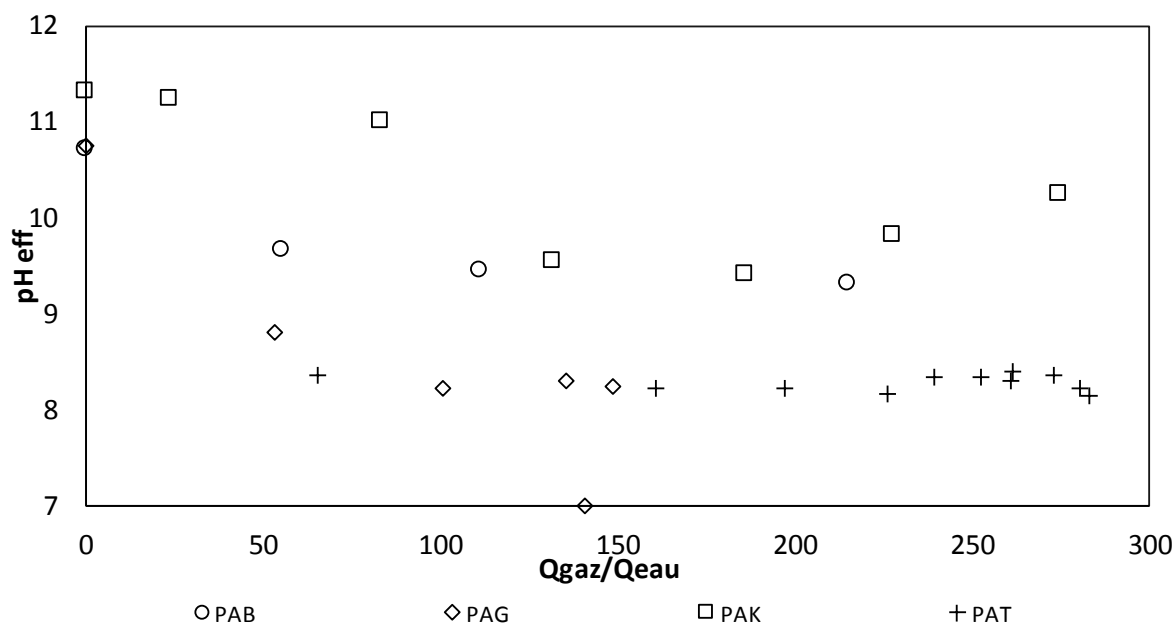


Figure 6.2: pH à l'effluent mode percolant avec aération (matériaux organiques et inertes)

En ce qui concerne le relargage de matière organique par le média filtrant, les médias organiques ont relargué de la matière organique, couleur, COT, DCO et DBO plus haut au début des essais.

Pour des futurs essais, il est recommandé de vérifier à long terme la stabilité du pH et de la DBO₅ des configurations avec les copeaux de saule en mode saturé et la tourbe en mode percolant. L'utilisation des copeaux de saule ou de la tourbe comme média filtrant avec aération à l'air ambiant requerrait le détournement de l'effluent dans le traitement primaire jusqu'à arriver à 15 mg/L de DBO₅ et pH supérieur à 6 dans le cas de la tourbe.

En ce qui concerne l'injection de CO₂, les matériaux inertes ont eu une meilleure performance que la noix de coco. En effet, la concentration de CO₂ pour atteindre des pH inférieurs à 8,3 a été supérieure que pour les matériaux inertes. Le pH atteint à l'effluent en fonction de la quantité de CO₂ injecté par litre d'affluent à neutraliser est présenté à la Figure 6.3. Le pH à l'effluent en fonction de l'ajout de CO₂ dans le système est présenté à la Figure 6.4. Les copeaux de saule ont eu des valeurs du même ordre que les matériaux inertes. À partir de 2000 ppm de CO₂ injectées dans le réacteur ou de 0,1 g injecté par litre d'eau le pH atteint est entre les limites établies (6,0 et 9,5) et la plupart en dessous de 8,3. L'utilisation de matériau organique comme média filtrant mène à la réalisation d'études de longévité ce qui n'a pas été fait dans ce travail. Il ne serait pas nécessaire de réaliser cette étude étant donné que la configuration sans média est efficace pour atteindre un pH inférieur à 8,3 (Figure 6.3 et Figure 6.4).

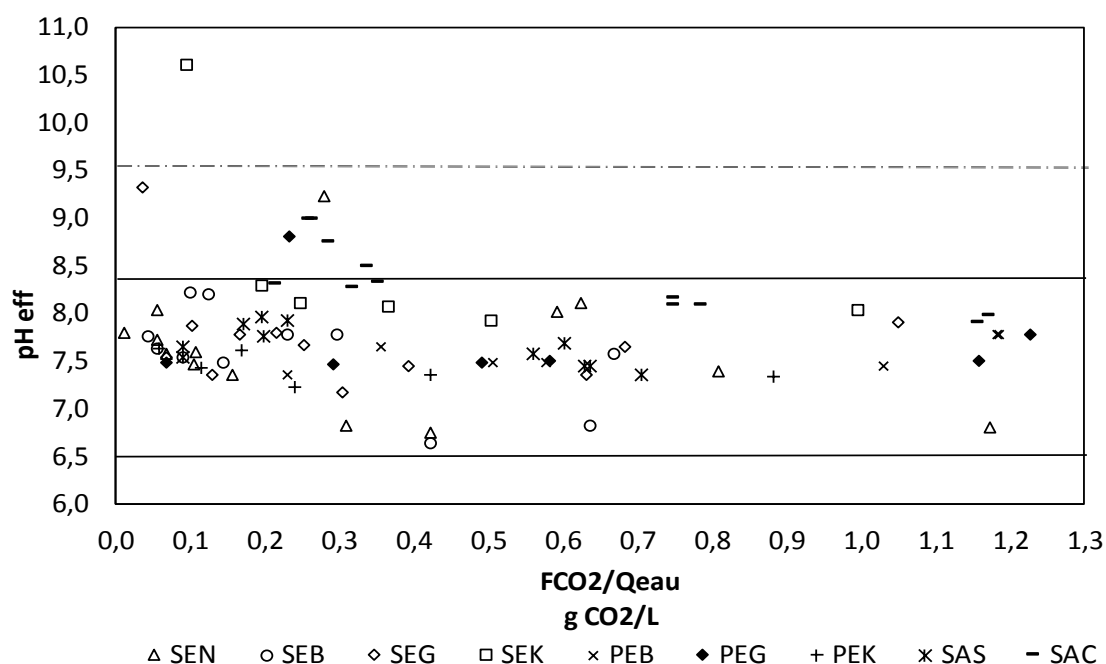


Figure 6.3: pH à l'effluent en fonction du CO₂ injecté par litre d'eau (à partir de 750 ppm de CO₂ injectés)

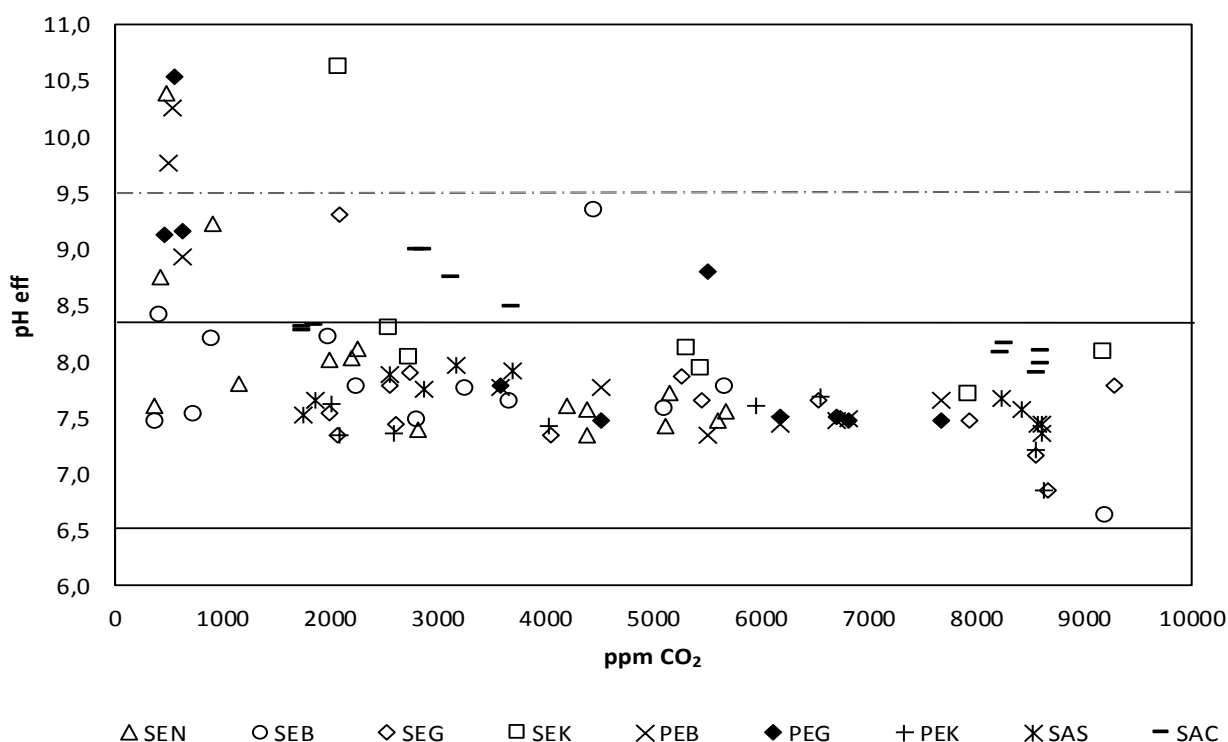


Figure 6.4: pH à l'effluent en fonction des ppm de CO₂ injectés

6.2 Comparaison des modes saturé et percolant

Les caractéristiques des modes saturé et percolant sont présentées au Tableau 6.4.

Le transfert de CO₂ a été meilleur en mode percolant que saturé, mais l'hydraulique du réacteur et l'accumulation de calcite dépendent du type de média, résultant en une mauvaise capacité de neutralisation avec certains médias comme a été le cas des médias Bionest et AnoxKaldnes K3. En mode saturé, le comportement hydraulique est bon et la calcite ne s'accumule pas dans le réacteur résultant en des capacités de neutralisation satisfaisantes à partir d'un certain débit d'air avec peu de dépendance du média. Par conséquent, il est possible d'utiliser le réacteur sans média. Par contre l'encrassement du diffuseur réduira la performance du réacteur. L'avantage du mode saturé est son utilisation sans média et avec l'injection de CO₂ le risque d'encrassement du diffuseur diminue.

Tableau 6.4: Caractéristique du mode saturé et percolant

	Saturé	Percolant
Besoin de pompage d'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Aucun 	<ul style="list-style-type: none"> • Pomper l'effluent pour conserver le réacteur en mode percolant
Besoin de pompage d'air	<ul style="list-style-type: none"> • Besoin d'une pompe d'air • Minimum de pression nécessaire qui peut augmenter à cause de l'encrassement • Risque d'encrassement du diffuseur 	<ul style="list-style-type: none"> • Besoin d'un ventilateur • Peu de risque d'encrassement du diffuseur
Écoulement	<ul style="list-style-type: none"> • Bonne efficacité de déplacement 	<ul style="list-style-type: none"> • L'efficacité de déplacement dépend du média.
Encrassement dans le réacteur	<ul style="list-style-type: none"> • Évacuation de calcite avec l'effluent • Plus de probabilité d'encrassement en aval du réacteur 	<ul style="list-style-type: none"> • Accumulation de calcite sur le média • Plus de probabilité d'encrassement dans le réacteur
Transfert de CO₂	<ul style="list-style-type: none"> • Moins efficace qu'en mode percolant • Varie peu avec le média ou avec le débit d'aération. 	<ul style="list-style-type: none"> • Meilleur qu'en mode saturé • Varie avec le média • Varie avec le débit de ventilation.

6.3 Étude comparative avec la bibliographie

Une comparaison de la capacité de neutralisation de pH alcalins avec celle tirée de la littérature est présentée au Tableau 6.5. Dans ce tableau sont présentés les références bibliographiques où des effluents alcalins ont été filtrés avec les mêmes matériaux utilisés dans la présente étude. Une des références citées met en évidence l'effet de la noix de coco à faire monter le pH au lieu de le faire baisser.

Les pH attendus tirés de la littérature sont dans le cas de la noix de coco pour le traitement des effluents urbains (pH_{aff} 7,6) et industriels (pH_{aff} 10,7) et dans le cas de la tourbe pour la neutralisation des effluents du filtre de cendres de gaz de shale.

En ce qui concerne la noix de coco, le pH alcalin a diminué à l'effluent des couches multiples de sol avec 25% de noix de coco, mais ce résultat n'a pas été testé à long terme. Par ailleurs, la noix de coco constituait le 25% des couches multiples de sol composées d'andosol, zéolite, sable de fer

et adhésives. Les autres constituants du sol multicouche dans le conteneur auront pu contribuer également à la réduction du pH. Par contre le pH à l'effluent des filtres de noix de coco pour traiter des effluents urbains a augmenté et même avec plus de volume de noix de coco par litre d'effluent. Les résultats de la présente étude montrent qu'après les premiers 4,7 litres le pH à l'effluent des filtres a diminué de 11,3 à 7,7 sans aération, mais que celui-ci augmente avec le temps. Les acides organiques et la capacité d'adsorption de la noix de coco ne sont pas suffisants pour réduire le pH alcalin à long terme. À notre connaissance, il n'y a pas de publications scientifiques sur l'utilisation de la noix de coco pour neutraliser des effluents alcalins. Les deux seules études trouvées avec la noix de coco sont celles présentées dans cette section.

En ce qui concerne la tourbe, la neutralisation du pH alcalin de l'effluent des cendres de gaz de shale a été efficace tant pour le mode percolant que pour le mode saturé sans aération. Lirra et al. (2009) et Kõiv et al. (2009) ont utilisé un type de tourbe de sphaigne bien minéralisée beaucoup plus dense (0.6 kg/L) que la tourbe utilisée dans la présente étude (0.046 kg/L). Viraraghavan (1993) recommande d'utiliser la tourbe de sphaigne compactée à 0,12 g/cm³ en colonne pour traiter les eaux usées. Dans la présente étude la tourbe a été compactée entre 0,045 à 0,048 g/cm³ avec un bâton en faisant pression sur la tourbe dans la colonne. La mauvaise performance de la tourbe dans la présente étude pourrait être attribuée à un ratio masse (45 et 48 g) de tourbe par litre d'eau à traiter plus bas de ce qui serait nécessaire (120 g (Viraraghavan, 1993)), ou au type de tourbe utilisée (tourbe de sphaigne grossière au lieu de tourbe de sphaigne bien minéralisée). En ce qui concerne les matériaux inertes il n'a pas été trouvé dans la bibliographie des études sur leur utilisation pour réduire le pH.

Le CO₂ a été étudié pour réduire le pH alcalin des solutions et s'est avéré efficace pour la diminution jusqu'à pH 8 (Casciano, 1978). Pour des pH en dessous de 8 des concentrations de CO₂(aq) entre 150 et 200 mg/L ont été mesurées dans une solution synthétique de pH 11, avec agitation mécanique et injection de CO₂ pur par fines bulles. Dans la présente étude des pH entre 7 et 8 ont été atteints avec injection d'air enrichi avec CO₂ par fines bulles, entre 12 et 1700 mg CO₂/L d'eau sans média et 44 et 2900 mg CO₂/L eau avec médias inertes. L'injection de CO₂ par air enrichi a été la méthode la plus efficace pour réduire le pH en dessous de 8,3.

Tableau 6.5: Capacité de neutralisation comparée avec celle de la présente étude

Configuration	Volume de matériau/L d'eau à traiter par jour	Durée de l'étude	pH _{aff}	pH _{eff}	Référence
Couches multiples de sol avec 25% de noix de coco avec aération, dans un conteneur, écoulement percolant.	0,25 L/L	premiers 2,5 L	10,7	7,1	(Supriyadi et al., 2016)
Filtre de noix de coco avec aération, écoulement saturé	0,24 L/L	21 jours	11,5	9,8	Présente étude
Filtre de noix de coco avec aération, écoulement percolant intermittent avec 4 jours de repos	16,6 L/L	5 mois	7,6	8,3	(Kone et al., 2015)
Filtre de noix de coco sans aération, écoulement saturé	0,26 L/L	premiers 4,7 L	11,4	7,7	Présente étude
		22 jours	11,3	11,2	
Filtre de tourbe sans aération, écoulement saturé	20 L/L	1 an	12,0 à 8,4	7,0 à 9,0	(Kõiv et al., 2009)
Filtre de tourbe sans aération, écoulement saturé	0,44 L/L	28 jours	10,9	10,4	Présente étude
Filtre de tourbe sans aération, écoulement percolant	0,33 L/L	5 mois	11,0 à 9,0	7,8	(Liira et al., 2009)
Filtre de tourbe sans aération, écoulement percolant	0,44 L/L	28 jours	10,9	9,6	Présente étude

6.4 Retombées et originalité des travaux

Les travaux constituant ce mémoire portent sur le développement d'une technologie de neutralisation efficace pour l'effluent des filtres à scories. Ces travaux font partie d'un projet de développement d'un système de traitement de phosphore par filtre à scories et d'une unité de traitement tertiaire pour le traitement décentralisé d'eaux usées domestiques.

Ce projet a été développé afin d'offrir une solution pour la neutralisation du pH alcalin de l'effluent d'un filtre à scories.

L'originalité de ce projet consiste en l'utilisation de différents médias en mode saturé ou percolant avec et sans aération enrichie ou non avec CO_2 . L'utilisation de deux effluents synthétiques et deux filtres à scories en opération et d'un filtre à scorie en début de vie utile a permis d'étudier le comportement de l'effluent du filtre à scories dans les différentes configurations de neutralisation. L'utilisation des réacteurs en mode saturé sans média avec air enrichi avec CO_2 issu d'un réacteur biologique a été recommandée. Des études de longévité avec des médias constitués de MOV avec aération ont été suggérées.

CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

7.1 Conclusions

Ce projet de maîtrise visait à déterminer la capacité de neutralisation d'un effluent alcalin de filtres à scories par différentes configurations d'unités de neutralisation. Pour ce faire, des études de laboratoire ont été réalisées afin de déterminer une technologie de neutralisation efficace. Chaque configuration a été constituée par un type d'air (ambient ou enrichi en CO_2), un type de média (aucun, « Bionest », AnoxKaldnes K3, gravier ou matériau organique) et d'un mode d'écoulement (saturé ou percolant) et évaluée à différents débits d'air.

Les meilleurs résultats de neutralisation ont été obtenus avec l'air enrichi en CO_2 avec au moins 2000 ppm de CO_2 dans l'air. À partir de 2000 ppm de CO_2 les valeurs de pH ont été en dessous de 8,3. Le média n'a pas eu une incidence significative sur le pH, la configuration sans média avec 2000 ppm de CO_2 a suffi pour neutraliser l'effluent des filtres à scories (pH entre 10,7 et 11,4) avec un TRH de 10h. Un modèle mathématique développé a permis de prédire des valeurs de pH inférieures à 8,3 pour un réacteur en mode saturé sans média avec injection de 2000 ppm de CO_2 avec un TRH de 10 h pour un pH à l'effluent d'un filtre à scories de 11,5 et différentes alcalinités à l'affluent (entre 50 et 250 mg CaCO_3/L). À l'air ambient, le réacteur ne sera pas capable de neutraliser ce type d'affluent. Ce réacteur pourra neutraliser l'affluent à pH inférieur à 11 pour atteindre des pH au-dessous de 8,3 à l'effluent pour des alcalinités à l'effluent primaire inférieures à 125 mg/L.

L'effluent d'une fosse septique domestique avec 300 mg/L de DCO biodégradable devrait pouvoir fournir suffisamment de CO_2 biologique pour neutraliser l'effluent d'un filtre à scorie ayant un pH entre 10,5 et 11,5.

La calibration de k_{CO_2} du modèle montre que le mode percolant donne une constante de transfert de CO_2 supérieure à celle du mode saturé et que le type de média (sans média, gravier, Bionest ou AnoxKaldnes K3) n'a pas beaucoup d'influence sur le taux de transfert. Par contre le type de média a affecté l'efficacité hydraulique des réacteurs en mode percolant résultant en une mauvaise performance de neutralisation pour les réacteurs en mode percolant à l'air ambient avec Bionest et AnoxKaldnes K3.

La calibration d' a_{CAL} du modèle montre que le mode d'écoulement a une influence sur la concentration de calcite dans le réacteur. La concentration de calcite est presque constante en mode saturé, la calcite est évacuée du réacteur et le type de média n'a presque pas d'influence sur l'accumulation de calcite dans le réacteur. Par contre, en mode percolant l'accumulation de calcite augmente avec la superficie spécifique du média, Bionest et AnoxKaldnes K3 supérieure au gravier. La concentration de calcite est supérieure en mode percolant qu'en mode saturé. La précipitation de calcite diminue avec l'injection de CO_2 et à pH inférieur à 8,3 il y a évacuation de calcium du réacteur.

Le pH à l'effluent des filtres à scories et l'injection de CO_2 ont plus d'influence sur le procédé de neutralisation que le type de média et le mode d'écoulement.

Les matériaux organiques végétaux testés (copeaux de saule, noix de coco et tourbe) n'ont pas eu la capacité de neutraliser l'effluent du filtre à scories par eux-mêmes dans les conditions d'opération de la présente étude. En début d'opération, les MOV relarguent de la matière organique. Les copeaux de saule en mode saturé et la tourbe en mode percolant avec injection d'air ambiant ont atteint des pH en dessous de 8,3. Dans le cas d'absence de source de CO_2 , l'utilisation des MOV avec injection d'air ambiant pourrait être prometteuse. Des études plus poussées devraient être réalisées à ce sujet.

7.2 Recommandations

Du point de vue logistique et d'entretien il est préférable de ne pas utiliser de média dans le réacteur de neutralisation. Les médias inertes sont plus prometteurs que les médias organiques végétaux, car ceux-ci ne se dégradent pas avec le temps et ne relarguent pas de matière organique. L'utilisation de MOV comme média filtrant requiert la récupération de l'effluent pendant les premiers jours d'opération jusqu'à l'atteinte du respect des exigences de rejet. Pour des performances de neutralisation similaires il est recommandé de ne pas utiliser de média ou de prioriser le média inerte plutôt que les MOV.

L'utilisation d'air enrichi à au moins 2000 ppm de CO_2 avec une concentration sécuritaire de 100 mg de CO_2 par litre d'eau pour neutraliser l'effluent à scories est recommandée. La configuration plus simple est celle sans média en mode saturé (TRH de 10 h). Pour une maison isolée de deux chambres un réacteur de neutralisation de 130cm de hauteur d'eau et 66 cm de

diamètre avec un TRH de 10h est recommandé. Pour l'injection de 100 mg de CO₂ par litre d'eau un débit de 32 L/min d'air serait nécessaire.

Afin de mesurer l'efficacité de transfert en conditions saturées des différentes configurations avec les matériaux inertes (diffuseur, médias inertes) il est recommandé de développer une technique pour mesurer la constante k_{CO_2} avec différents types de diffuseurs, matériaux inertes et modes d'écoulement et d'utiliser une méthode d'interprétation adaptée pour le CO₂.

Dans le cas d'absence de disponibilité de CO₂, des essais à long terme avec la tourbe en mode percolant (TRH 11 h) sans et avec aération et avec les copeaux de saule en mode saturé et percolant (TRH 6 h) avec aération sont recommandés. Il pourrait être considéré d'utiliser la tourbe de sphaigne bien minéralisée. Afin d'évaluer le taux de dégradation du matériau il est recommandé de réaliser des essais cinétiques de dégradation au laboratoire.

BIBLIOGRAPHIE

- Ab Latif, S. (2003). *Decolorization of textile wastewater using peat-enhanced activated sludge process*. (Tulane, New Orleans (LA)). Tiré de <http://search.proquest.com/dissertations/docview/996556213/previewPDF/8EDFF5135E524B49PQ/1?accountid=40695>
- Al-Mutaz, I. S., & Al-Ghunaimi, M. A. (2001). *pH control in water treatment plant by the addition of carbon dioxide*. Communication présentée à The IDA World Congress on Desalination and Water Reuse, Bahrain.
- APHA, AWWA, & WEF. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater*: prepared and published jointly by American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation (22^e éd.). New York: American Public Health Association.
- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution*: C.A.J. Appelo, D. Postma (2nd --^e éd.). Leiden, The Netherlands: A.A. Balkema Publishers.
- Aronsson, P., & Perttu, K. (2001). Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *The Forestry Chronical*, 77(2), 293-299.
- Asapo, E. S. (2011). *An adsorption study of nickel and cobalt on saprist Newfoundland peat*. (Thèse de doctorat, University of Newfoundland, St. John's (NL)). Tiré de <http://search.proquest.com/dissertations/docview/919560056/previewPDF/305AD23F85194695PQ/2?accountid=40695>
- Barca, C., Gerente, C., Meyer, D., Chazarenc, F., & Andres, Y. (2012). Phosphate removal from synthetic and real wastewater using steel slags produced in Europe. *Water Research*, 2376-2384. doi:10.1016/j.watres.2012.02.012
- Barca, C., Meyer, D., Liira, M., Drissen, P., Comeau, Y., Andres, Y., & Chazarenc, F. (2014). Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants: Removal mechanisms and performance. *Ecological Engineering*, 68, 214-222. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.03.065
- Barca, C., Troesch, S., Meyer, D., Drissen, P., Andrès, Y., & Chazarenc, F. (2013). Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in constructed wetlands: two years of field experiments. *Environmental Science & Technology*, 47(1), 549-556.
- Bernier, B. (2001). *Guide of conventional technologies for domestic wastewater treatment* (In French). Direction des politiques du secteur municipal – Service de l'expertise technique en eau, Québec: Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs.
- Bionest Wastewater Treatment Solutions. (2011). Bionest system - a technology of choice. Retrieved from <http://www.bionest-tech.com/QC-en/product/21-22/bionest-system.html>, Accessed on June 21st 2017.
- Börjesson, P., & Berndes, G. (2006). The prospects for willow plantations for wastewater treatment in Sweden. *Biomass and Bioenergy*, 30(5), 428-438. doi:10.1016/j.biombioe.2005.11.018
- Boutet, E., Baillargeon, S., Allaire, F., Lida, F., Claveau-Mallet, D. & Comeau, Y. (2017). Apparatus and method for wastewater .treatment, US Provisional Patent Application No. 62/450,210, filed January 25, 2017

- Brigante, M., Zanini, G., & Avena, M. (2007). On the dissolution kinetics of humic acid particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 294(1-3), 64-70. doi:10.1016/j.colsurfa.2006.07.045.
- Brooks, J. L. (1988). *The role of fungi in the sphagnum peat in wastewater treatment system*. (Thèse de doctorat, University of Maine, Maine). Tiré de <http://search.proquest.com/dissertations/docview/303584389/previewPDF/E7D95C5DAF5948DBPQ/1?accountid=40695>
- Brosseau, C. (2015). *Recovery of biodegradable organic matter in the effluent of a high rate MBBR* (In French). M.A.Sc. thesis, Polytechnique Montreal, Canada.
- Buelna, G., & Bélanger, G. (1989). *Peat-based biofilters for municipal wastewater treatment: choice of peat*. Communication présentée à Paper presented at Symposium Peat and Peatlands: Diversification and Innovation.
- Cameron, C. C., Esterle, J. S., & Palmer, C. A. (1989). The geology, botany and chemistry of selected peat-forming environments from temperate and tropical latitudes. *International Journal of Coal Geology*, 12(1-4), 105-156.
- Cameron, R. D. (1978). Treatment of a complex landfill leachate with peat. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 5(1), 83-97.
- Casciano, R. M. (1978). pH Control systems using carbon dioxide. *AIChE symposium series*, 74(178), 197-203.
- Charlton, S. R., & Parkhurst, D. L. (2011). Modules based on the geochemical model PHREEQC for use in scripting and programming languages. *Computers & Geosciences*, 37(10), 1653-1663.
- Chazarenc, F., Brisson, J., & Comeau, Y. (2007). Slag columns for upgrading phosphorus removal from constructed wetland effluents. *Water Science & Technology*, 56(3), 109. doi:10.2166/wst.2007.499
- Chazarenc, F., Kacem, M., Gerente, C., & Andres, Y. (2008). 'Active' filters: A mini-review on the use of industrial by-products for upgrading phosphorus removal from treatment wetlands. Communication présentée à 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Indore, India (vol. 1, p. 727-737).
- Chen, X. H., Gosset, T., & Thevenot, D. R. (1990). Batch copper ion binding and exchange properties of peat. *Water Research*, 1463-1471. doi:10.1016/0043-1354(90)90080-P
- Claveau-Mallet, D., Courcelles, B., & Comeau, Y. (2014). Phosphorus removal by steel slag filters: modeling dissolution and precipitation kinetics to predict longevity. *Environmental Science Technology* 48(13), 7486-7493. doi:10.1021/es500689t
- Claveau-Mallet, D., Courcelles, B., Pasquier, P., & Comeau, Y. (2017). Numerical simulations with the P-Hydroslag model to predict phosphorus removal by steel slag filters. *Water Research*, 126, 421-432. doi:10.1016/j.watres.2017.09.032
- Claveau-Mallet, D., Lida, F., & Comeau, Y. (2015). Improving phosphorus removal of conventional septic tanks by a recirculating steel slag filter. *Water Quality Research Journal of Canada*, 50(3), 211-218. doi:10.2166/wqrjc.2015.045

- Claveau-Mallet, D., Wallace, S., & Comeau, Y. (2012). Model of phosphorus precipitation and crystal formation in electric arc furnace steel slag filters. *Environmental Science Technology*, 46(3), 1465-1470. doi:10.1021/es2024884
- Claveau-Mallet, D., Wallace, S., & Comeau, Y. (2013). Removal of phosphorus, fluoride and metals from a gypsum mining leachate using steel slag filters. *Water Research*, 1512-1520. doi:10.1016/j.watres.2012.11.048
- Coleman, R. N., & Gaudet, I. D. (1994). Septic tank effluent treatment using laboratory-scale peat filters. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 29(1), 19-37.
- Corley, M., Rodgers, M., Mulqueen, J., & Clifford, E. (2006). The performance of fibrous peat biofilters in treating domestic strength wastewater. *Journal of Environmental Sciences and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances Environmental Engineering*, 41(5), 811-824. doi:10.1080/10934520600614421
- Couillard, D. (1994). The use of peat in wastewater treatment. *Water Research*, 1261-1274. doi:10.1016/0043-1354(94)90291-7
- Crittenden, J. C., & Montgomery Watson, H. (2012). *MWH's water treatment: principles and design* ; John C. Crittenden, R. Rhodes Trussell, David W. Hand, Kerry J. Howe and George Tchobanoglous; with contributions by James H. Borchardt (3rd éd.). Hoboken, N.J: John Wiley & Sons.
- Dalahmeh, S. S., Hylander, L. D., Vinneras, B., Pell, M., Oborn, I., & Jonsson, H. (2011). Potential of organic filter materials for treating greywater to achieve irrigation quality: a review. *Water Science & Technology*, 63(9), 1832. doi:10.2166/wst.2011.387
- Dias, J., Bellingham, M., Hassan, J., Barrett, M., Stephenson, T., & Soares, A. (2017). *Carrier media in moving bed biofilm processes: does size matter?* Proceeding of the 10th International Conference on Biofilm Reactors, Dublin, Ireland, 9-12 May 2017.
- Drizo, A., Forget, C., Chapuis, R. P., & Comeau, Y. (2006). Phosphorus removal by electric arc furnace steel slag and serpentinite. *Water Research*, 1547-1554. doi:10.1016/j.watres.2006.02.001
- Dubuc, Y., Janneteau, P., & Labonte, R. (1986). Domestic wastewater treatment by peatlands in a northern climate: A water quality study. *Water Resources Bulletin*, 22(2), 297-303.
- Elowson, S. (1999). Willow as a vegetation filter for cleaning of polluted drainage water from agricultural land. *Biomass & Bioenergy*, 16(4), 281-290. doi:10.1016/S0961-9534(98)00087-7
- Enyi, C. G., & Appah, D. (2007). Improved wastewater treatment using carbon dioxide. *Advanced Materials Research*, 18-19, 569-575. doi:10.4028/www.scientific.net/AMR.18-19.569
- Espinola, A., Adamian, R., & Gomes, L. M. B. (1999). *An innovative technology: Natural coconut fiber as adsorptive medium in industrial wastewater cleanup*. Communication présentée à Global Symposium on Recycling, Waste Treatment and Clean Technology (REWAS 1999), Sep 5 - 9 1999, San Sebastian, Spain (vol. 3, p. 2057-2066).
- Feng, B., Yong, A. K., & An, H. (2007). Effect of various factors on the particle size of calcium carbonate formed in a precipitation process. *Materials Science and Engineering*, 445, 170-179.

- Faust, V. (2016). *Neutralization of steel slag filter effluent with mulch filters*. (Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC).
- Garmo, Ø., & Escudero, C. (2014). *Using CO₂-gas to lower the pH of tunnelling waste water – (Rapport No 298), Laboratory test and assessment of toxic potential*, Traffic Safety, Environment and Technology Department, Norway: Norwegian Institute for Water Research.
- Gaur, A., Park, J.-W., Jang, J.-H., Maken, S., Lee, J., & Song, H.-J. (2009). Characteristics of alkaline wastewater neutralization for CO₂ capture from landfill gas (lfg). *Energy & Fuels*, 23, 5467-5473.
- Griffith, M. J., & Burgener, D. B. (1982). Carbon dioxide neutralization of an alkaline effluent. *Industrial Wastes*, 28(2), 18+24-25.
- Grüneberg, B., & Kern, J. (2001). Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 44(11-12), 69-75.
- Guan, L. (2016). Neutralisation d'un effluent de filtre à scories pour le traitement décentralisé des eaux usées municipales avec des matériaux organiques. (Rapport de stage UPIR, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC). Guidi Nissim, W., Jerbi, A., Lafleur, B., Fluet, R., & Labrecque, M. (2015). Willows for the treatment of municipal wastewater: Performance under different irrigation rates. *Ecological Engineering*, 81, 395-404. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.04.067
- Hikita, H., Asai, S., & Takatsuka, T. (1976). Absorption of carbon dioxide into aqueous sodium hydroxide and sodium carbonate-bicarbonate solutions. *The Chemical Engineering Journal*, 11(2), 131-141.
- Hussain, S. I., Blowes, D. W., Ptacek, C. J., & Olding, D. (2014). Phosphorus removal from lake water using basic oxygen furnace slag: System performance and characterization of reaction products. *Environmental Engineering Science*, 31(11), 631-642.
- Johansson, L., & Gustafsson, J. P. (1999). Phosphate removal using blast furnace slags and opoka-mechanisms. *Water Research.*, 34(1), 259-265.
- Jung, W.-M., Kang, S. H., Kim, K.-S., Kim, W.-S., & Choi, C. K. (2010). Precipitation of calcium carbonate particles by gas-liquid reaction: morphology and size distribution of particles in Couette-Taylor and stirred tank reactors. *Journal of Crystal Growth*, 312, 3331-3339.
- Karabelnik, K., Kõiv, M., Kasak, K., D. Jenssen, P. & Mander Ü. (2012). High-strength greywater treatment in compact hybrid filter systems with alternative substrates. *Ecological Engineering*, 49, 84-92.
- Kennedy, P., & Van Geel, P. J. (2000). Hydraulics of peat filters treating septic tank effluent. *Transport in Porous Media*, 41(1), 47-60.
- Kõiv, M., Vohla, C., Mõtlep, R., Liira, M., Kirsimäe, K., & Mander, Ü. (2009). The performance of peat-filled subsurface flow filters treating landfill leachate and municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 35(2), 204-212. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.04.006

- Kõiv, M., Liira, M., Mander, Ü., Mõtlep, R., Vohla, C., & Kirsimäe, K. (2010). Phosphorus removal using Ca-rich hydrated oil shale ash as filter material - The effect of different phosphorus loadings and wastewater compositions. *Water Research*, 5232- 5239.
- Kõiv, M., Mahadeo, K., Brient, S., Claveau-Mallet, D., & Comeau, Y. (2016). Treatment of fish farm sludge supernatant by aerated filter beds and steel slag filters - effect of organic loading rate. *Ecological Engineering*, 94, 190-199.
- Kone, M., Bonou, L., Koulidiati, J., Joly, P., Sodre, S., & Bouvet, Y. (2012). Traitement d'eaux usées urbaines par infiltration-percolation sur sable et sur substrat de coco après un bassin anaérobie de lagune sous climat tropical. *Revue des sciences de l'eau*, 25(2), 139. doi:10.7202/1011604ar
- Kone, M., Comte, G., Somé, M., Zongo, I., & Joly, P. (2015). Comparative performance of sand and coconut substrate in urban wastewater treatment. Performances comparees du sable et du substrat de coco en traitement d'eaux residuaires urbaines. *Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry*, 16(1), 1-12. Tiré de <https://hal-sde.archives-ouvertes.fr/hal-01324869>
- LégisQuébec. (2017). Regulation on wastewater treatment municipal plants, chapter Q-2, r. 34-1 C.F.R, Publications Québec, Government of Quebec.
- Levenspiel, O. (2012). *Tracer technology: modeling the flow of fluids* vol. 96. (vol. 96.). Tiré de <http://polymtl.summon.serialssolutions.com/2.0.0/link>
- Liira, M., Koiv, M., Mander, U., Motlep, R., Vohla, C., & Kirsimae, K. (2009). Active filtration of phosphorus on Ca-rich hydrated oil shale ash: Does longer retention time improve the process? *Environmental Science and Technology*, 43(10), 3809-3814. doi:10.1021/es803642m
- Lizarralde, I., Fernández-Arévalo, T., Brouckaert, C., Vanrolleghem, P., Ikumi, D. S., Ekama, G. A., Ayesa, E., Grau, P. (2015). A new general methodology for incorporating physico-chemical transformations into multi-phase wastewater treatment process models. *Water Research*, 74, 239-256.
- M&EA. (2014). *Wastewater engineering : treatment and resource recovery* (5^e éd.). Metcalf & Eddy-AECOM, New York, NY: McGraw-Hill Education.
- Mayes, W. M., Younger, P. L., & Aumône, J. (2006). Buffering of alkaline steel slag leachate across a natural wetland. *Environmental Science & Technology*, 40(4), 1237-1243. doi:10.1021/es051304u
- Mbamba, C. K., Batstone, D. J., Flores-Alsina, X., & Tait, S. (2015). A generalised chemical precipitation modelling approach in wastewater treatment applied to calcite. *Water Research*, 68, 342-353.
- Mbamba, C. K., Tait, S., Flores-Alsina, X., & Batstone, D. J. (2015). A systematic study of multiple minerals precipitation modelling in wastewater treatment. *Water Research*, 85, 359-370.
- MDDELCC. (2017a). *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Guide technique sur le traitement des eaux usées des résidences isolées*. Québec, Canada: Gouvernement du Québec. Tiré de

http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/residences_isolees/guide_interpretation/index.htm

- MDDELCC. (2017b). *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées*. Québec, Canada: Gouvernement du Québec. Tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/reglement2013.htm> <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/guide-interpretation.pdf>
- MDDELCC. (2017c). *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Critères de qualité de l'eau de surface*. Québec, Canada: Gouvernement du Québec. Tiré de http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp
- MDDELCC. (2017d). *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Phosphorus*. Tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/phosphore-en.htm>
- MDDEP. (2006). *Metals determination: method by mass spectrometry with argon plasma ionizing source (in French) (3rd ed.)*: Centre d'expertise en analyse environnementale, Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs, Government of Quebec. MA. 200 – Mét 1.1.
- Nilsson, C., Lakshmanan, R., Renman, G., & Rajarao, G. K. (2013a). Efficacy of reactive mineral-based sorbents for phosphate, bacteria, nitrogen and TOC removal – Column experiment in recirculation batch mode. *Water Research*, 47, 5165-5175.
- Nilsson, C., Renman, G., Westholm, L. J., Renman, A., & Drizo, A. (2013b). Effect of organic load on phosphorus and bacteria removal from wastewater using alkaline filter materials. *Water Research*, 47, 6289-6297.
- Pan, S.-Y., Chiang, P.-C., Chen, Y.-H., Tan, C.-S., & Chang, E.-E. (2013). Ex situ CO₂ capture by carbonation of steelmaking slag coupled with metalworking wastewater in a rotating packed Bed. *Environmental Science and Technology*, 47, 3308-3315.
- Parkhurst, D. L., & Appelo, C. A. J. (1999). *User's guide to PHREEQC (Version 2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations*. (Water-Resources Investigations Report 99-4259). Denver: United States Geological Survey.
- Penn, C., Bowen, J., McGrath, J., Nairn, R., Fox, G., Brown, G., Wilson, S., Gill, C. (2016). Evaluation of a universal flow-through model for predicting and designing phosphorus removal structures. *Chemosphere*, 151, 345-355.
- Pérez, J. I., Hontoria, E., Zamorano, M., & Gómez, M. A. (2005). Wastewater treatment using fibrist and saprist peat: A comparative study. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 40(5), 1021-1032. doi:10.1081/ese-200056143
- Plummer, L. N., Wigley, T. M. L., & Parkhurst, D. (1978). The kinetics of calcite dissolution in CO₂-water systems at 5 to 60°C and 0.0 to 1.0 atm CO₂. *American Journal of Science*, 278, 179-216.

- Pratt, C., Parsons, S. A., Soares, A., & Martin, B. D. (2012). Biologically and chemically mediated adsorption and precipitation of phosphorus from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology*, 23(6), 890-896. doi:10.1016/j.copbio.2012.07.003.
- Québec. (2006). *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon MA. 200 - Mét. 1.1*. Québec (QC): Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs
- Rana, S., & Viraraghavan, T. (1987). Use of peat in septic tank effluent treatment-Column studies. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 22(3), 491-504.
- Ringqvist, L., Holmgren, A., & Oborn, I. (2002). Poorly humified peat as an adsorbent for metals in wastewater. *Water Research*, 2394-2404. doi:10.1016/S0043-1354(01)00430-4
- Rock, C. A., Brooks, J. L., Bradeen, S. A., & Struchtemeyer, R. A. (1984). Use of peat for on-site wastewater treatment: I. Laboratory evaluation. *Journal of Environmental Quality*, 13(4), 518-523.
- Rosenqvist, H., Aronsson, P., Hasselgren, K., & Perttu, K. (1997). Economics of using municipal wastewater irrigation of willow coppice crops. *Biomass & Bioenergy*, 12(1), 1-8. doi:10.1016/S0961-9534(96)00058-X
- Sathasivan A.,(2008), Biological Phosphorus Removal Processes for Wastewater Treatment, Water and Wastewater Treatment Technologies - *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, Tiré de : <http://www.eolss.net/Sample-Chapters/C07/E6-144-10.pdf>
- Shilton, A. N., Elmetri, I., Drizo, A., Pratt, S., Haverkamp, R. G., & Bilby, S. C. (2006). Phosphorus removal by an 'active' slag filter-a decade of full scale experience. *Water Research*, 113-118. doi:10.1016/j.watres.2005.11.002
- Shulga, G., Betkers, T., Vitolina, S., Neiberte, B., Verovkins, A., Anne, O., Ambrazaitienė, D., & Žukauskaitė, A. (2015). Wood processing by-products treated with the lignin-based conditioner as mulch for soil protection. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 23(4), 279-287. doi:10.3846/16486897.2015.1018267
- Sigg, L., Behra, P., & Stumm, W. (2006). *Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement* (4^e éd.). Paris: Dunod.
- Simas, L. E. D., & Pessoa, A. A. (1988). The use of carbon dioxide in the neutralization of alkaline water *Water Sciences Technology*, 20(10), 255-260. doi:0273-1223/88
- Stack, E. M. (2011). *Properties and Applications of Organic/Biodegradable Sorbents (Peat) for Remediation of Hazardous Waste Substances* (Thèse de doctorat, University of South Carolina, South Carolina). Tiré de <http://search.proquest.com/dissertations/docview/871054684/previewPDF/1E9426C557804A45PQ/1?accountid=40695>
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry : Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters* (Third^e éd.). New York ;Toronto: Wiley.
- Supriyadi, Widijanto, H., Pranoto, & Dewi, A. (2016). *Improving quality of textile wastewater with organic materials as multi soil layering*. Communication présentée à 10th Joint Conference on Chemistry, September 8, 2015 - September 9, 2015, Solo, Indonesia (vol. 107). doi:10.1088/1757-899X/107/1/012016

- Teefy, S. (1996). *Tracer Studies in Water Treatment Facilities: A Protocol and Case Studies*. Tiré de
<https://books.google.ca/books?id=7GPWTGiTYVEC&lpg=PA34&dq=valid%20tracer%20recovery%20percentage&pg=PR3#v=onepage&q=valid%20tracer%20recovery%20percentage&f=true>
- Tiessen, H. (2008). Phosphorus in the global environment. Dans P. J. W. a. J. P. Hammond (édit.), *The Ecophysiology of Plant-Phosphorus Interactions* (vol. 7, p. 1-8). Tiré de <http://polymtl.summon.serialssolutions.com/2.0.0/link>
- Trevisan, S., Francioso, O., Quaggiotti, S., & Nardi, S. (2010). Humic substances biological activity at the plant-soil interface. *Plant Signaling & Behavior*, 5(6), 635-643. doi:10.4161/psb.5.6.11211
- Valentin, F. (1986). Peat beds for odour control recent developments and practical details. *Filtration & Separation*, 23(4), 224-226.
- Viraraghavan, T. (1993). Peat-based onsite wastewater systems. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Environmental Science and Engineering*, 28(1), 1-10.
- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. *Ecological Engineering*, 37(1), 70-89. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.08.003
- WEF. (2010). *Nutrient removal*. Manual of Practice no. 34. *Water Environment Federation*. Alexandria (VA): WEF Press.
- Wine, R. D., & Morrison, R. D. (1986). *Effective use of carbon dioxide for pH control in utility service and waste waters*. Communication présentée à Proceedings of the American Power Conference., Chicago, IL (vol. 48, p. 1042-1045).
- Wojtenko, I., Ray, A., & Field, R. (2001). *Treatment of stormwater by natural organic materials*. Communication présentée à World Water and Environmental Resources Congress, Orlando (FL).
- Xiong, J., He, Z., Mahmood, Q., Liu, D., Yang, X., & Islam, E. (2008). Phosphate removal from solution using steel slag through magnetic separation. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), 211-215. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.06.103
- Yagi, H., Iwazawa, A., Sonobe, R., Matsubara, T., & Hikila, H. (1984). Crystallization of calcium carbonate accompanying chemical absorption. *American Chemical Society* 23(2), 153-158.
- Yamada, H., Mitsu, K., Kazuo, S., & Masakazu, H. (1986). A fundamental research on phosphate removal by using slag. *Water Research*, 20, 547-557.

ANNEXES

ANNEXE A – DONNÉES BRUTES

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	5,60	11,23	65,3	2,0	120,0	-	-	864
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	4,00	11,03						864
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	4,32	11,36	61,6	2,7	118,5	35,0	0,0	959
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,95	11,38						1102
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,93	11,48	67,4					
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,93	11,40						1293
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,41	11,05	67,3	1,9	120,0			1341
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	7,11							1616
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,98							2019
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,96	11,07	63,8	4,8	106,0			1570
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,92							1198
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400		11,40	62,6	7,0				
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	4,04	11,00	59,0	2,6	114,6	89,6	0,0	912
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	7,02	11,37						701
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	7,53	11,46						673
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,21	11,25	54,0	3,2	104,0	92,4	0,0	1269
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,08							2825
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,24							2898
SAA	1	aucun	saturé	ambiant	400	6,88							864
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	2826	7,35	11,28						1754
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	2004	7,32	11,03	47,8	3,6	99,0	26,0	0,0	1800
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	5687	7,19	11,08			94,3	22,0	0,0	1800
SEA	1	aucun	saturé	enrichi			11,03	54,6					
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	432	7,20	11,02			98,9	26,3	0,0	1800
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	922	7,12	10,93	47,9	5,7	95,2	24,5	0,0	1800
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	2260	7,82	11,25						1800
SEA	1	aucun	saturé	enrichi			11,14						

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	5130	7,18	11,27						1800
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	131801	7,23	11,17	45,0	10,3	98,0	23,7	0,0	1800
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	22102	7,19	11,16						1800
SEA	1	aucun	saturé	enrichi			11,01	47,8					
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	10587	7,19	11,11						175
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	22545	7,14	11,36	43,6	2,3	89,6	22,3	0,0	112
SEA	1	aucun	saturé	enrichi			11,23						
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	4399	7,34	11,24						96
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	5610	7,21	11,29	44,9	4,3	94,3	23,2	0,0	112
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	5170	7,09	11,38						64
SEA	1	aucun	saturé	enrichi			10,91	46,4					
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	370	7,10	10,84						80
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	1152	7,10	10,87	45,8	2,5	91,1	28,0	0,0	64
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	400	7,14	10,69	47,9	9,0	92,8	25,2	0,0	202
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	2200	7,13	10,83						152
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	4400	7,07	10,78						211
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	4200	9,81	11,03						211
PAG	1	gravier	percolant	ambient	0			44,6					0
PAG	1	gravier	percolant	ambient	0	6,89	10,97						0
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	6,81	11,00	41,6	5,5	79,8	21,0	0,0	956
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	5,94	10,96						804
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	5,94	10,88						597
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	6,80	11,08	41,3	3,1	78,3	29,3	0,0	1009
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	6,97	10,95						371
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	640	6,75	10,94						2362

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	3595	6,78	11,04						1932
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	6191	6,83	11,01	43,6	4,3	77,7	20,5	0,0	1066
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	6707	6,77	11,11						490
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	6827	6,87	11,03						413
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	5514	4,08	10,95	44,0	3,1	78,5	25,0	0,0	144
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	7678	4,51	10,95						34
PEG	1	gravier	percolant	enrichi		4,21							237
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	4527	4,40	10,89						237
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	556	6,59	10,98	41,2	4,1	81,0	18,1	0,0	237
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	461	7,08							563
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,55	10,91						246
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,49	10,81						371
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,47	10,95	41,2	2,2				586
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,59	10,97						710
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,45	10,98	41,3	1,8	73,1	20,2	0,0	874
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,47	10,97						1274
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,47	11,00						1460
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,09	11,15	40,4	2,3	70,7	20,0	0,0	1955
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,56	10,90						97
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	5280	6,52	10,91	38,2	3,1	65,8	37,1	0,0	105
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	5467	6,59	10,71						687
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2750	6,56	10,70						2087
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2085	6,33	10,94	38,2	2,4	66,1	18,0	0,0	89
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2557	6,46	10,87						455
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	9292	6,50	10,71						97

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	7940	6,83	10,89	37,8	2,1	66,6	21,0	0,0	2097
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	6548	6,56	10,69						211
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2002	6,55	10,71	38,4	3,8	70,0	19,2	0,0	185
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	4051	6,59	10,71						177
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	8557	6,52	10,78	37,9	5,0	68,0	23,0	0,0	194
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	8669	6,54	10,79						1705
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2081	6,51	10,74						1646
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2610	6,58	10,95	41,4	7,0	74,9	25,5	0,0	827
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,24	10,95	42,4	3,3				0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,21	10,81			72,0	28,4	0,0	0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0								0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0								0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,01							0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0								0
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	3,27	10,49	37,5	6,2				0
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	3,03				62,6	34,7	0,0	220
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400		10,70						
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	3,33	10,64						246
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400								
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	2,69							237
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400								237
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400								237
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	2,67	10,63	30,9	3,0	56,9	25,9	0,0	237
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400								237
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400								228

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	2554	3,31	10,71	30,6	2,3	66,9	21,8	0,0	185
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	2888	3,22	10,66						185
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	3179	3,26	10,73						169
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	3536								169
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	3705		10,64						169
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8430	3,34	10,56	28,9	7,6	58,0	26,3	0,0	185
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8250	3,04	10,77						185
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8627								185
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8588	4,29	10,87						265
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8620	4,00	10,60						273
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	1862	4,33	10,88						177
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	1755	3,91	10,71	33,8	2,8	59,2	20,1	0,0	169
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,40	11,31						0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,71	11,30	74,8	2,8	165,1	30,2	0,0	0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,03							0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	0,27	11,31						0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,42	11,18	68,7	3,8				0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,37							0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,30	11,28	73,8	4,5				0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,06	11,29						0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,67	11,38	71,9	4,1	158,5	24,8	0,0	0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	2,88	11,18						0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0								0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0								0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,39	11,31	71,0	2,9	162,6	26,1	0,0	0

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0								0
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,67	11,35	70,0	3,2	149,9	29,5	0,0	30
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400								256
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,97	11,34						211
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,81	11,27			138,9	31,4	0,0	140
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,88		60,1	3,4				273
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400								476
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400		11,13						444
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	5,94	11,21			123,9	21,9	0,0	371
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400		11,17						780
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	3,83	11,09	51,2	12,5				745
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400		10,99						745
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	3,59	11,15	51,7	13,2	105,5	25,7	0,0	706
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,90	11,05	53,3	12,6	108,0	27,7	0,0	256
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	5,25	11,00						256
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,54							105
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,54	11,07	53,2	3,6	108,1	26,5	0,0	105
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0	6,28	10,80						0
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0	6,09	10,98						0
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0	6,22	10,99	48,4	11,9	97,3	29,9	0,0	0
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0								0
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0								0
SAB	2	Bionest	saturé	ambient	400	6,93	11,12	70,2	3,9	278,4			588
SAB	2	Bionest	saturé	ambient	400	6,72							706
SAB	2	Bionest	saturé	ambient	400	6,79							784

Conditions							effluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,66	11,08	67,5	1,8	257,0			745
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,71							647
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400		11,54	66,0					
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	3,95	11,03	61,8	4,1	248,4	179,2	69,2	666
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,89	11,45						470
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,95	11,15						510
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,90	11,23		2,8	244,0	153,8	90,2	1150
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,81	11,39						1150
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,81	11,53	68,0					
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,94	11,25			274,0	201,0	73,0	1150
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,96							1372
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,88				268,5	204,0	64,5	549
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	2826	6,07							260
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	2004	5,93							249
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	5687	6,76	11,18			284,1	239,7	44,4	229
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi			11,14	62,0					
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	432	7,03	11,20			277,3	229,0	48,3	731
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	922	6,72	11,17	61,1	3,5	276,5	222,2	54,3	753
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	2260	6,84	11,43						753
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi			11,23						
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	5130	6,92	11,30						753
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	142266	6,83	11,32	54,8	13,0	275,6	231,6	44,0	957
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	23944	6,82	11,35						480
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi			11,15	56,0					
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	9226	6,82	11,31						260

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	23438	6,94	11,57	61,7	9,8	287,9	232,2	55,7	157
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi			11,22						
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	3688	6,98	11,48						88
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	3281	6,94	11,59	57,6	2,4	283,8	226,4	57,4	80
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	4461	6,90	11,48						88
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi			11,03	56,0					
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	395	6,81	11,02						724
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	751	6,84	10,81	65,4	2,3	262,2	194,5	67,7	702
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,42	10,92						0
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,81	10,93	36,0	3,2	211,3	141,4	70,0	1464
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,69	10,84						2141
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,91	10,79						2283
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,67	11,03	42,1	3,8	117,2	113,5	3,7	742
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,56	10,91						363
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	640	6,52	11,11						2999
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	3595	7,13	10,91						1960
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	6191	7,05	10,88	46,6	2,8	218,5	125,7	92,8	980
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	6707	7,10	10,88						510
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	6827	7,14	10,81						441
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	5514	7,15	10,65			206,3	95,3	111,0	249
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	7678	4,86							188
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	4527	1,33	10,74						291
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	544	7,01	10,83	33,2	2,6	209,8	115,6	94,3	260
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	500	6,59	10,73						559
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	6,16	10,91						103

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	5,50		43,7					260
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	6,27	10,88						441
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	5,56	10,84		2,1	212,5	127,5	85,0	623
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	5,27	11,11	50,3					841
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	4,80	11,15						1355
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	4,17	11,31	50,2	5,9	257,0	178,9	78,2	2173
SEK	2	K3	saturé	enrichi	5329	6,69	11,41	96,0	4,8	352,5	345,7	0,0	260
SEK	2	K3	saturé	enrichi	5467	6,50							500
SEK	2	K3	saturé	enrichi	2750	6,48	11,48						1960
SEK	2	K3	saturé	enrichi	2085	6,63	11,67	88,2	4,4	343,3	335,7	0,0	249
SEK	2	K3	saturé	enrichi	2557	6,57	11,58						421
SEK	2	K3	saturé	enrichi	9196	6,60	11,32						219
SEK	2	K3	saturé	enrichi	7940	6,48	11,38	85,5	4,4	340,0	325,4	0,0	1973
PEK	2	K3	percolant	enrichi	6567	6,53	11,25						2109
PEK	2	K3	percolant	enrichi	5970	6,63	11,39						157
PEK	2	K3	percolant	enrichi	2017	6,61	11,35	86,5	4,3	320,0	291,6	0,0	157
PEK	2	K3	percolant	enrichi	4040	6,67	11,18						157
PEK	2	K3	percolant	enrichi	8559	6,71	11,36	105,0	3,8	336,5	335,6	0,0	157
PEK	2	K3	percolant	enrichi	8647	6,58	11,32						2244
PEK	2	K3	percolant	enrichi	2084	6,56	11,32						2318
PEK	2	K3	percolant	enrichi	2607	6,66	11,39	106,0	2,8	325,0	323,5	1,4	899
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,78							0
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,69							157
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,70							559
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	7,14	11,41	82,4	5,2	328,1	326,5	0,0	941

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,40	11,41						1191
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,61	11,33						1507
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,51	11,33						1791
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,53	11,49	78,3	4,4	330,7	325,0	0,0	1998
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,51	11,45						3434
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,40	11,41						1191
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,46	11,40	76,9					0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,53	11,27			178,7	53,9	0,0	0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0								0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0								0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	2,71							0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0								0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,38	11,31	75,0	8,5				0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0								0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0								0
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	400	4,03	11,49			181,4	36,9	0,0	249
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	400								
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	400	3,45	11,46	72,2	3,6	175,2	34,5	0,0	260
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	400								559
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	400								559
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	400	3,38	11,57						559
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	400								559
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	400								539
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	2829	3,41	11,46	72,3	15,3	179,9	37,2	0,0	260
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	2888	3,42	11,30						260

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	3147	3,44	11,47						260
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	3536								260
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	3705		11,51						260
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8284	3,45	11,46	78,9	2,8	180,5	33,5	0,0	260
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8250	3,43	11,58						260
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8627								260
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8588	4,11	11,68						461
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8620	4,07	11,23						461
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	1862	4,05	11,49						634
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	1755	4,00	11,38	71,1	10,7	174,8	34,4	0,0	602
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	1759	3,98	11,37						402
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,45	11,31						0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,39	11,30	74,8	2,8	165,1	30,2	0,0	0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,66							0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	1,43	11,31						0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,33	11,18	68,7	3,8				0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,32							0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,41	11,28	73,8	4,5				0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,61	11,29						0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,97	11,38	71,9	4,1	158,5	24,8	0,0	0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,31	11,18						0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0								0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0								0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,29	11,31	71,0	2,9	162,6	26,1	0,0	0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0								0

Conditions							affluent						
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mg Ca CO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alc. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Qair (mL/min) à 20°C
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	7,30	11,35	70,0	3,2	149,9	29,5	0,0	260
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400								260
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	7,22	11,34						239
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	7,12	11,27			138,9	31,4	0,0	260
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	7,17		60,1	3,4				1622
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400								1960
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400		11,13						1715
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	6,99	11,21			123,9	21,9	0,0	1766
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400		11,17						1830
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	7,01	11,09	51,2	12,5				1830
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400		10,99						1715
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	6,06	11,15	51,7	13,2	105,5	25,7	0,0	1701
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	4,77	11,05	53,3	12,6	108,0	27,7	0,0	941
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	5,85	11,00						941
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	5,56							363
PAT	2	Tourbe	percolant	ambient	400	5,56	11,07	53,2	3,6	108,1	26,5	0,0	363
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,71	10,80						0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,84	10,98						0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,92	10,99	48,4	11,9	97,3	29,9	0,0	0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0								0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,84	10,92	46,7		96,3	31,2	0,0	0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,92	10,74						0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	3,45	10,93	48,5	12,6	95,3	34,3	0,0	0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0								0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0								0

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	5,60	9,56	26,8	6,1	28,0		
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	4,00	9,29		6,1			
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	4,32	8,77	29,2	8,7	41,0	4,0	37,0
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,95	8,98		5,2			
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,93						
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,93	8,68		7,7			
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,41	8,79	31,3	9,1	61,1		
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	7,11	8,62	31,9	9,7	44,9		
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,98	8,50			39,8		
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,96	9,50	32,9	8,5	41,8		
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,92	8,76	30,8	8,1	38,0		
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400							
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	4,04	8,89	26,8	5,5	32,3	0,0	32,3
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	7,02	8,62		7,1			
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	7,53	9,72		1,7			
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,21	8,30	30,2	7,6	46,1	0,0	46,1
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,08	8,46					
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,24	8,58		18,7			
SAA	1	aucun	saturé	ambient	400	6,88	9,15		9,5	46,0	12,0	34,0
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	2826	7,35	7,39		27,1			
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	2004	7,32	8,02	48,9	21,7	96,4	0,0	96,4
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	5687	7,19	7,56	56,6	23,9	110,7	0,0	110,7
SEA	1	aucun	saturé	enrichi								
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	432	7,20	8,76	36,9	12,5	63,9	30,7	33,2
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	922	7,12	9,23	27,3	6,3	37,3	26,9	10,4
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	2260	7,82	8,11		18,5	89,1	0,0	89,1
SEA	1	aucun	saturé	enrichi								

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	5130	7,18	7,42	49,1	24,5			
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	131801	7,23	6,39	94,3	51,0	228,3	0,0	228,3
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	22102	7,19	6,39		25,6			
SEA	1	aucun	saturé	enrichi								
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	10587	7,19	6,82		22,9			
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	22545	7,14	6,74	43,4	20,1	90,4	0,0	90,4
SEA	1	aucun	saturé	enrichi								
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	4399	7,34	7,57		22,8			
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	5610	7,21	7,47	44,2	21,1	87,3	0,0	87,3
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	5170	7,09	7,72		19,4			
SEA	1	aucun	saturé	enrichi								
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	370	7,10	7,60		20,2			
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	1152	7,10	7,80	50,4	19,4	89,6	0,0	89,6
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	400	7,14	10,40	48,0	10,1	131,5	94,6	0,0
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	2200	7,13	8,03		20,5			
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	4400	7,07	7,35		20,3			
SEA	1	aucun	saturé	enrichi	4200	9,81	7,60		19,4			
PAG	1	gravier	percolant	ambient	0							
PAG	1	gravier	percolant	ambient	0	6,89	10,75		5,3			
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	6,81	7,00	23,5	7,0	39,2	0,0	39,2
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	5,94	8,30		7,4			
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	5,94	8,23		7,3			
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	6,80	8,24	23,9	7,2	33,8	0,0	33,8
PAG	1	gravier	percolant	ambient	400	6,97	8,80		5,8			
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	640	6,75	9,16	21,5	5,2			

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	3595	6,78	7,78		16,2			
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	6191	6,83	7,51	48,4	20,4	95,6	0,0	95,6
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	6707	6,77	7,51		23,9			
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	6827	6,87	7,48		26,4			
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	5514	4,08	8,80	49,3	22,2	92,6	0,0	92,6
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	7678	4,51	7,48		19,6			
PEG	1	gravier	percolant	enrichi		4,21						
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	4527	4,40	7,47		17,9			
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	556	6,59	10,55	28,8	7,5	46,4	18,5	0,0
PEG	1	gravier	percolant	enrichi	461	7,08	9,14		4,5			
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,55	9,94		6,9			
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,49	9,64		8,2			
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,47	9,09	28,6	8,9			
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,59	8,84		8,9			
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,45	8,99	24,2	6,4	29,0	19,0	10,0
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,47	8,56		8,4			
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,47	8,50		8,2			
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,09	8,27	28,2	9,8	48,4	0,0	48,4
SAG	1	gravier	saturé	ambient	400	6,56	10,40		2,4			
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	5280	6,52	7,87	37,7	16,4	69,9	0,0	69,9
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	5467	6,59	7,65		22,2			
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2750	6,56	7,91		17,0			
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2085	6,33	9,32	21,4	4,1	24,9	20,9	4,0
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2557	6,46	7,79		14,4			
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	9292	6,50	7,78		17,8			

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	7940	6,83	7,47	51,6	27,0	110,0	0,0	110,0
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	6548	6,56	7,66		20,2			
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2002	6,55	7,54	44,6	21,8	90,2	0,0	90,2
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	4051	6,59	7,35		25,0	104,5	0,0	104,5
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	8557	6,52	7,17	72,8	33,2	132,7	0,0	132,7
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	8669	6,54	6,86		44,3			
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2081	6,51	7,35		26,7			
SEG	1	gravier	saturé	enrichi	2610	6,58	7,44	48,3	25,4	98,3	0,0	98,3
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,24	7,30	18,1	9,6			
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,21	8,85	33,7	6,1	48,0	19,7	28,3
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0		8,87					
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0							
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,01	9,47	34,6	7,2	49,5	25,0	24,5
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0							
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	3,27	9,34	33,8	13,9			
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	3,03	9,19			93,3	37,3	56,1
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400		8,64					
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	3,33	8,76	33,6	15,1	69,5	35,3	34,2
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400							
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	2,69	8,09	34,8	15,1	63,8	0,0	63,8
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400							
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400		8,02					
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400	2,67	7,99	33,9	14,4	60,0	0,0	60,0
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400							
SAS	1	Saule	saturé	ambient	400		8,02					

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	2554	3,31	7,88	32,3	14,5	102,5	0,0	102,5
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	2888	3,22	7,76					
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	3179	3,26	7,97	32,9	14,4	59,8	0,0	59,8
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	3536							
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	3705		7,92					
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8430	3,34	7,58	32,8	14,6	61,2	0,0	61,2
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8250	3,04	7,68					
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8627		7,45					
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8588	4,29	7,45			62,8	0,0	62,8
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	8620	4,00	7,36	31,7	14,3			
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	1862	4,33	7,65					
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	1755	3,91	7,53	35,8	14,7	61,8	0,0	61,8
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,40	7,04					
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,71	7,24	45,4	20,7	84,6	0,0	84,6
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,03	7,40					
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	0,27	7,16					
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,42	8,03	62,5	14,0			
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,37	9,28					
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,30	9,67	50,5	13,6			
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,06	9,28					
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,67	9,28	59,0	9,2	92,6	28,6	64,0
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	2,88	9,45	51,9	13,9	101,5	63,3	38,2
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0							
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0		9,68					
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0	3,39	9,86	52,4	11,4	100,4	77,6	22,8

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	0							
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,67	5,15	13,3	2,8	8,4	0,0	8,4
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400							
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,97	4,96	12,7	0,7			
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,81	5,17					
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,88	7,87	35,2	11,6			
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400		8,17					
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400		7,45		14,9			
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	5,94	8,82	37,8		63,8	19,8	44,0
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400		9,16					
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	3,83	9,04	39,2	17,0			
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400		8,96					
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	3,59	8,97	41,2	15,9	67,0	22,3	44,7
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,90	9,44	38,3	14,3	65,0	40,7	24,2
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	5,25	9,48					
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,54						
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	400	6,54	9,69	43,7	16,8	76,5	64,4	12,1
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0	6,28	10,07					
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0	6,09	10,38					
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0	6,22	10,46	43,5	17,5	81,4	54,0	0,0
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0							
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	0		10,42					
SAB	2	Bionest	saturé	ambient	400	6,93	8,89	30,7	8,4	180,6		
SAB	2	Bionest	saturé	ambient	400	6,72	8,66	31,5	16,3	198,0		
SAB	2	Bionest	saturé	ambient	400	6,79	8,49			187,0		

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,66	8,55	33,5	16,3	176,0		
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,71	8,55	29,4	10,2	182,0		
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400							
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	3,95	8,59	24,3	9,3	143,9	0,0	143,9
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,89	9,25		2,8			
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,95	9,25					
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,90	8,30	38,4	10,1	160,2	0,0	160,2
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,81	8,30		13,3			
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,81						
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,94	8,27			199,5	0,0	199,5
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,96	8,69		20,2			
SAB	2	Bionest	saturé	ambiant	400	6,88	9,24		8,1	169,5	22,0	147,5
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	2826	6,07	7,48		31,9			
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	2004	5,93	8,22	58,4		241,3	0,0	241,3
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	5687	6,76	7,77	60,1	28,6	468,3	0,0	468,3
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi								
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	432	7,03	8,41	35,0	13,5	393,2	0,0	393,2
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	922	6,72	8,20	54,8	25,3	255,6	0,0	255,6
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	2260	6,84	7,77		31,7			
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi								
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	5130	6,92	7,58	59,5	35,5			
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	142266	6,83	6,53	117,0	50,2	434,4	0,0	434,4
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	23944	6,82	6,58		34,5			
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi								
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	9226	6,82	6,63		30,1			

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	23438	6,94	6,82	62,2	31,1	278,6	0,0	278,6
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi								
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	3688	6,98	7,64		29,6			
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	3281	6,94	7,76	56,2	28,6	274,9	0,0	274,9
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	4461	6,90	9,34		16,0			
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi								
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	395	6,81	7,46		27,9			
SEB	2	Bionest	saturé	enrichi	751	6,84	7,53	62,8	24,9	250,9	0,0	250,9
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,42	10,71		8,1			
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,81	9,32	17,4	6,0	157,6	17,1	140,5
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,69	9,30		3,9			
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,91	9,19		7,2			
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,67	9,45	22,7	4,5	66,8	13,4	53,4
PAB	2	Bionest	percolant	ambiant	400	6,56	9,67		3,6			
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	640	6,52	8,93	24,8	11,8			
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	3595	7,13	7,77		16,3			
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	6191	7,05	7,44	40,8	17,3	198,5	0,0	198,5
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	6707	7,10	7,48		18,1			
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	6827	7,14	7,49		18,9			
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	5514	7,15	7,35	30,9	15,1	204,2	0,0	204,2
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	7678	4,86	7,65		22,0			
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	4527	1,33	7,77		23,3			
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	543,8	7,01	10,26	22,0	10,3	172,7	57,4	115,4
PEB	2	Bionest	percolant	enrichi	500	6,59	9,77					
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	6,16	10,86		2,9			

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	5,50	10,60	38,2	3,7			
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	6,27	9,70		9,4			
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	5,56	9,12	28,5	9,8	165,0	19,3	145,7
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	5,27	8,95		9,4			
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	4,80	8,70		12,3			
SAK	2	K3	saturé	ambiant	400	4,17	8,54	34,9	15,3	217,7	0,0	217,7
SEK	2	K3	saturé	enrichi	5329	6,69	8,11	58,8	26,0	253,8	0,0	253,8
SEK	2	K3	saturé	enrichi	5467	6,50	7,93		36,2			
SEK	2	K3	saturé	enrichi	2750	6,48	8,04		31,3			
SEK	2	K3	saturé	enrichi	2085	6,63	10,62	41,8	3,2	208,3	124,6	83,8
SEK	2	K3	saturé	enrichi	2557	6,57	8,29		18,7			
SEK	2	K3	saturé	enrichi	9196	6,60	8,08		28,5			
SEK	2	K3	saturé	enrichi	7940	6,48	7,70	85,7	47,6	335,4	0,0	335,4
PEK	2	K3	percolant	enrichi	6567	6,53	7,69		25,8			
PEK	2	K3	percolant	enrichi	5970	6,63	7,61		24,3			
PEK	2	K3	percolant	enrichi	2017	6,61	7,63	44,3	19,1	198,7	0,0	198,7
PEK	2	K3	percolant	enrichi	4040	6,67	7,43		25,2	242,8	0,0	242,8
PEK	2	K3	percolant	enrichi	8559	6,71	7,22	84,0	40,6	293,6	0,0	293,6
PEK	2	K3	percolant	enrichi	8647	6,58	6,85		49,5			
PEK	2	K3	percolant	enrichi	2084	6,56	7,34		28,7			
PEK	2	K3	percolant	enrichi	2607	6,66	7,36	76,2	28,0	252,3	0,0	252,3
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,78	11,31		2,7			
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,69	11,23		3,6			
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	6,70	11,00		4,0			
PAK	2	K3	percolant	ambiant	400	7,14	9,55	31,4	6,0	182,4	81,0	101,4

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
PAK	2	K3	percolant	ambient	400	6,40	9,41		4,5			
PAK	2	K3	percolant	ambient	400	6,61	9,81		3,6			
PAK	2	K3	percolant	ambient	400	6,51	10,25		3,2			
PAK	2	K3	percolant	ambient	400	6,53	10,69	42,7	3,2	223,5	135,6	87,9
PAK	2	K3	percolant	ambient	400	6,51	10,80		2,5			
PAK	2	K3	percolant	ambient	400	6,40	9,41		4,5			
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,46	7,69	5,9	19,0			
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,53	9,39	41,1	6,4	64,9	39,0	25,9
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0		9,43					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0							
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	2,71	10,65	61,3	5,7	108,7	71,3	0,0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0							
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,38	10,80	67,3	10,9			
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0		11,19			139,9	56,5	0,0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0							
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambient	400	4,03	10,34	58,4	18,6	108,5	88,9	0,0
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambient								
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambient	400	3,45	10,18	46,1	7,7	87,0	59,6	0,0
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambient								
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambient	400		9,57					
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambient	400	3,38	9,81	41,0	17,2	73,8	65,2	0,0
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambient	400							
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambient	400		9,82					
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	2829	3,41	9,00	46,5	19,6	85,5	36,2	49,3
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	2888	3,42	9,00					

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	3147	3,44	8,76	48,1	21,1	92,3	31,4	60,9
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	3536							
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	3705		8,49					
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8284	3,45	8,17	71,0	35,8	133,2	0,0	133,2
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8250	3,43	8,09					
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8627		8,10					
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8588	4,11	7,91			161,0	0,0	161,0
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	8620	4,07	7,98	65,3	36,4			
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	1862	4,05	8,33					
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	1755	4,00	8,28	66,1	28,8	133,2	8,1	125,1
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	1759	3,98	8,32					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,45	6,22					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,39	6,80	13,1	6,9	30,2	0,0	30,2
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,66	6,00					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	1,43	7,16					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,33	7,60	27,1	10,1			
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,32	7,37					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,41	7,93	53,4	17,5			
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,61	10,55					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,97	10,64	59,6	5,4	107,7	77,7	0,0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,31	10,84	55,9	6,4	127,1	46,9	0,0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0							
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0		11,21					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0	3,29	11,06	59,3	6,5	135,2	48,1	0,0
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	0							

Conditions							effluent					
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	ppmCO ₂	Qeau (mL/min)	pH	Ca (mg Ca/L)	CID (mg C/L)	Alc. tot. (mgCaCO ₃ /L)	Alc. CO ₃ (mgCaCO ₃ /L)	Alk. HCO ₃ (mgCaCO ₃ /L)
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	7,30	4,17	10,5	6,7	0,0	0,0	0,0
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400							
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	7,22	4,00	11,3	0,3			
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	7,12	6,23			6,5	0,0	6,5
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	7,17	8,16	31,9	10,2			
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400							
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400		8,34		11,4			
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	6,99	8,34	29,5		48,3	0,0	48,3
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400		8,40					
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	7,01	8,31	32,1				
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400		8,14					
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	6,06	8,22	32,9	11,5	48,2	0,0	48,2
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	4,77	8,22	31,2	11,0	46,7	0,0	46,7
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	5,85	8,23					
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	5,56						
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	400	5,56	8,36	40,2	13,9	69,2	0,0	69,2
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,71	7,87					
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,84	8,41					
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,92	9,10	39,9	16,2	71,0	25,1	46,0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0							
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,84	9,33	40,9		73,0	36,3	36,7
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	5,92	9,38					
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0	3,45	9,54	41,7	17,4	73,4	50,4	23,0
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0							
PAT	2	Tourbe	percolant	n.d.	0		9,60					

Conditions					affluent										
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	pH	Mn (mg/L)	CIT (mg/L)	COT (mg/L)	COD (mg/L)	DCOtot. (mg/L)	DCOf (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	DBO ₅ Ctot. (mg/L)	DBO ₅ Cf (mg/L)
SAS	1	Saule	saturé	enrichi	10,71		2,1	3,6	3,3						
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	11,31										
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	11,30	0,0	3,0	3,2	3,2						
SAS	1	Saule	saturé	n.d.											
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	11,31					9,0					
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	11,18				4,5						
SAS	1	Saule	saturé	n.d.											
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	11,28				4,6						
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	11,29										
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	11,38	0,0			3,7	5,0					
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	11,18										
SAS	1	Saule	saturé	n.d.											
SAS	1	Saule	saturé	n.d.											
SAS	1	Saule	saturé	n.d.	11,31	0,0	3,1	2,9	2,5	6,0	2,0				
SAS	1	Saule	saturé	n.d.											
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	11,35	0,0	2,5	3,7	3,7						
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient								0,2	0,2		
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	11,34										
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	11,27					4,6	3,4				
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient		0,0	3,7	3,2	2,7						
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient						4,9	3,4				
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	11,13										
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	11,21										
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	11,17										
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	11,09	0,0	4,8	3,9	4,0						
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	10,99					4,8	4,5			0,5	0,0
SAT	1	Tourbe	saturé	ambient	11,15	0,0	2,0	2,1	2,5						

Conditions					affluent										
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	pH	Mn (mg/L)	CIT (mg/L)	COT (mg/L)	COD (mg/L)	DCOtot. (mg/L)	DCOf (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	DBO ₅ Ctot. (mg/L)	DBO ₅ Cf (mg/L)
SAT	1	Tourbe	saturé	ambiant	11,05	0,0	13,0	2,3	2,8						
SAT	1	Tourbe	saturé	ambiant	11,00					4,3					
SAT	1	Tourbe	saturé	ambiant								0,4	0,3		
SAT	1	Tourbe	saturé	ambiant	11,07	0,0	12,9	2,2	2,6						
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	10,80					7,4	5,0				
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	10,98										
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.	10,99	0,0	7,9	4,8	6,3						
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.						4,8	4,1				
SAT	1	Tourbe	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,40		3,3					7,7	1,5		
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,27										
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.								1,7	0,2		
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,31	0,0	6,0	4,9	6,2						
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	11,49										
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant						12,0	7,0	0,7	0,3		
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	11,46	0,0	3,7	5,0	4,2						
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant						5,0	6,0	0,3	0,3		
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant										0,4	0,1
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant	11,57										
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant											
SAC	2	Noix de coco	saturé	ambiant											
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,46		19,8	7,1	8,0						

Conditions					affluent										
Nom	No. Col.	Média	Type alim.	Type d'air	pH	Mn (mg/L)	CIT (mg/L)	COT (mg/L)	COD (mg/L)	DCOtot. (mg/L)	DCOf (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	DBO ₅ Ctot. (mg/L)	DBO ₅ Cf (mg/L)
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,30										
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,47										
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi						10,0	3,0				
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,51									0,7	1,3
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,46		10,2	3,3	3,5						
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,58					5,0	2,0				
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi											
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,68										
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,23					6,0	6,0				
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,49										
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,38		8,8	3,6	3,3						
SAC	2	Noix de coco	saturé	enrichi	11,37										
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,31										
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,30	0,0	3,0	3,2	3,2						
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,31					9,0					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,18				4,5						
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,28				4,6						
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,29										
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,38	0,0			3,7	5,0					
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,18										
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.	11,31	0,0	3,1	2,9	2,5	6,0	2,0				
SAC	2	Noix de coco	saturé	n.d.											
PAT	2	Tourbe	percolant	ambiant	11,35	0,0	2,5	3,7	3,7						

