

Titre: Traitement du lixiviat « jeune » et concentré de lieux
Title: d'enfouissement technique par des filtres plantés aérés

Auteur: Elizabeth Shively
Author:

Date: 2022

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Shively, E. (2022). Traitement du lixiviat « jeune » et concentré de lieux
Citation: d'enfouissement technique par des filtres plantés aérés [Master's thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/10512/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/10512/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Yves Comeau, & Michel Labrecque
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Traitement du lixiviat « jeune » et concentré de lieux d'enfouissement
technique par des filtres plantés aérés**

ELIZABETH SHIVELY

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie civil

Août 2022

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Traitement du lixiviat « jeune » et concentré de lieux d'enfouissement technique par des filtres plantés aérés

présenté par **Elizabeth SHIVELY**

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

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

Dominique CLAVEAU-MALLET, présidente

Yves COMEAU, membre et directeur de recherche

Michel LABRECQUE, membre et codirecteur de recherche

Chris KINSLEY, membre externe

DÉDICACE

À David.

Pour tout ton amour et ton soutien.

Je t'aime.

REMERCIEMENTS

Je ne peux pas mettre en mots à quel point je suis reconnaissante d'avoir eu l'occasion de travailler sur ce projet et d'avoir rencontré toutes les belles personnes qui en ont fait partie aussi. J'ai appris énormément des choses, scientifiques, techniques et personnelles, qui vont sûrement m'aider tout au long de ma vie.

Premièrement, je remercie toute l'équipe de Polytechnique. Monsieur Comeau, merci de m'avoir proposé de travailler sur le projet PhytoVaLix et de m'avoir donné l'occasion de retourner au domaine de génie de traitement des eaux. Votre rigueur et souci du détail m'a poussée à mieux critiquer mes résultats et à toujours chercher comment améliorer l'expérience. Merci pour votre disponibilité et votre ouverture aux questions. Je ne me suis jamais sentie mal à l'aise pour poser les questions mêmes les plus simples et pour toute votre aide à réaliser un tel projet.

Sanaz, merci pour toute ton aide dans ce projet. Tu étais un soutien incroyable à ce projet dans tous les aspects. Merci de m'avoir guidée au début, quand je me sentais perdue. Merci de nous avoir encouragées à postuler pour les présentations et les conférences, car tu m'as aidée à découvrir une passion. Merci d'être une bonne amie qui m'encourage à travailler fort et à croire dans mes capacités.

Rosalie. Je ne sais même pas où commencer. Merci d'avoir été la co-équipière de rêve et d'être devenue une si bonne amie. Merci pour ton esprit d'ouverture depuis mon début dans le projet, d'avoir partagé tes connaissances avec moi librement et d'avoir contribué à ce projet et aux si bons résultats. Merci d'avoir transformé les heures de « travail » en des heures de plaisir et d'être devenue une amie pour la vie.

Gabriel et Mélanie, merci pour toutes vos heures de travail passées à aider notre équipe. Gabriel, merci de nous avoir aidés avec les parties les plus difficiles du projet : l'installation et le démontage du pilote. Tu étais toujours prêt à faire les tâches les plus difficiles physiquement et aussi parfois les moins propres. Mélanie, merci pour toute ton aide avec les analyses au laboratoire. Ta rigueur dans les manipulations m'aidait à comprendre l'importance de la qualité des analyses et tu m'as montré comment la planification peut vraiment améliorer l'efficacité.

Timea, merci pour tout ton travail qui a fait naître ma partie du projet. Je suis triste de ne pas avoir eu plus d'occasions de travailler avec toi. Tes connaissances des Arduinos et de programmation m'impressionnent toujours. Ces outils nous ont sauvé beaucoup de temps et d'énergie.

Marie-Pierre et Mortaza, merci infiniment pour votre aide sur le projet en printemps et été 2021. Je suis très contente d'avoir travaillé avec une équipe aussi motivée et positive. Je ne peux pas imaginer comment je pourrais avoir complété ce projet sans votre aide.

Jérôme Leroy, Samuel Chénier et Éric Turgeon : merci pour votre aide avec des analyses des métaux et du gravier.

Deuxièmement, je remercie aussi toute l'équipe de l'IRBV.

Monsieur Labrecque, mon co-directeur, merci pour toute votre aide pour ce projet, spécialement de nous avoir permis l'accès au Phytozone, de même que pour vos conseils et votre compréhension de tous les problèmes que nous avons eus avec les plantes. Patrick Benoist, merci d'avoir pris soin des plantes au début de projet et de les avoir entretenues le mieux possible tout au long de l'expérimentation. Benoît St-Georges, merci pour ton suivi rigoureux des plantes pendant des mois. Tu nous as aidés à identifier et comprendre les problèmes et tu étais toujours disponible pour répondre à nos questions. Merci aussi pour ta bonne humeur, de nous avoir fait rire, même quand tu n'avais pas eu de bonnes nouvelles par rapport à nos plantes. Daphné Gagnon-Fee, tu étais une stagiaire de rêve. Tu étais flexible, efficace, positive et tu faisais toujours des analyses de qualité. Merci de nous avoir permis d'avoir les analyses physiologiques des plantes de si bonne qualité. Noémie Legault, merci pour ton aide à démonter les plantes et d'avoir fait les analyses physiologiques à la fin de l'expérience. Hamida Kadri, merci pour ton aide au Phytozone et au laboratoire en 2020. Joan Laur et Frédéric Pitre, merci pour votre contribution au développement de ce projet. Un grand merci aussi à Margit Kõiv-Vainik pour votre aide à la conception des filtres plantés.

Je remercie les laboratoires qui ont fait des analyses pour nous et qui nous ont permis de mieux comprendre ce qui s'est passé pendant l'expérience : Bureau Veritas, AgroEnviroLab et le département de chimie à Université de Montréal, spécifiquement Monsieur Madjid Hadioui.

Je remercie les partenaires du projet, Waste Management et Ramo Phytotechnologies. Merci pour votre intérêt envers ce domaine, qui a donné vie à ce projet. Merci aux techniciens de Waste Management, qui nous ont énormément aidés avec les échantillonnages et les informations sur le

lixiviat et son traitement : Marc-Olivier Locas, Gabriel Rondeau et Olivier Cyr Delforge. Merci aussi à Messieurs Ghislain Lacombe et Xavier Lachapelle-Trouillard pour leur contribution à ce projet. Je remercie aussi le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels au Québec (CRIBIQ), Waste Management et Ramo Phytotechnologies pour leurs contributions financières qui ont rendu ce projet possible.

Enfin, je remercie ma famille. *To my parents, Diane and Bill Shively, thank you first and foremost for your encouragement in my love of science and engineering from such a young age. Dad – thank you for showing me the exciting opportunities in water treatment, even when I was young and didn't want to believe it was for me. Thank you for the many phone calls throughout my studies, for listening to my many questions and problems and always offering me your support and your love. Mom – thank you for all of your love and encouragement, for having listened to me when I wanted to quit and always reminding me that I could do it.* Salomé et Steven, ma famille « par choix » ici à Montréal, merci pour tout votre encouragement ces deux dernières années. Merci d'avoir passé à travers des défis similaires en même temps que moi, ce qui a fait que je me sentais moins seule. Merci pour toutes les marches au parc, les soirées de film et *junk food*, et d'être les si bons amis. David, mon amour, merci de m'avoir encouragé dans ce projet de maîtrise depuis le début et même quand ce n'était qu'un rêve. Merci de m'avoir écoutée parler du projet sans cesse depuis les deux dernières années, même quand ça n'était pas forcément intéressant pour toi. Je suis très chanceuse de t'avoir à mes côtés dans ce projet et pour tous les projets de l'avenir.

Elizabeth.

RÉSUMÉ

Le lixiviat « jeune », produit par la percolation de l'eau à travers les cellules en exploitation de lieux d'enfouissement technique, est concentré en matière organique, en azote ammoniacal et en métaux. Il est souvent traité par les systèmes intensifs et conventionnels, comme les réacteurs biologiques séquentiels. Certaines études ont porté sur le traitement du lixiviat « vieilli » et moins fortement chargé, produit par les cellules recouvertes de lieux d'enfouissement technique, à l'aide de marais filtrants. Peu d'études ont porté sur le traitement du lixiviat par de filtres plantés aérés à écoulement vertical, une technologie hybride similaire aux marais filtrants alimentés avec les fortes charges ou lits bactériens et filtres biologiques aérés alimentés avec les faibles charges et avec l'installation des plantes. Peu d'études ont porté spécifiquement sur le traitement du lixiviat jeune par cette technologie non plus. Les objectifs de cette étude étaient de 1) déterminer si les filtres plantés aérés à écoulement vertical pouvaient traiter la DBO₅, les MES, le NH₄ et le zinc du lixiviat jeune au point de respecter les critères de rejet au Québec, 2) caractériser l'effet de plantes sur le traitement du lixiviat et l'effet du lixiviat sur la santé de ces plantes, 3) quantifier la dénitrification réalisée dans des filtres pré-anoxies et 4) déterminer les critères de conception d'un filtre planté à pleine échelle. Cinq filtres avec un volume de 430 L chaque, ont été remplis avec du gravier granitique ayant un diamètre de 10 à 20 mm et ont été opérés en parallèle dans une serre pendant 42 semaines, en automne 2020 et du printemps à la fin de l'automne 2021. Ce mémoire ne porte que sur les 28 premières semaines d'opération. Chaque filtre a été alimenté, en moyenne, avec 16 L m⁻² d⁻¹ de lixiviat jeune prétraité pour le fer par un réacteur *upflow anaerobic sludge blanket*, pour un taux de charge organique à chaque filtre de 4,1 g DBO₅ m⁻³ d⁻¹ en moyenne. Deux filtres ont été plantés avec deux plantes de *Salix miyabeana* 'SX67' chacun, deux filtres avec cinq plantes de *Sporobolus michauxianus* chacun, et un filtre n'a pas été planté. Les plantes avaient une hauteur de 0,5 à 1,0 m lors de leur installation dans les filtres. Deux filtres, un avec chaque type de plante, avaient un filtre pré-anoxie pour la dénitrification. Les résultats ont indiqué que les filtres plantés et non-plantés ont réalisé un traitement similaire, avec des effluents qui respectaient les critères de rejet au Québec pour tous les paramètres sauf le zinc. Les efficacités d'enlèvement de 98 à 100 % pour la DBO₅, les MES et le NH₄, et de 59 % pour le zinc ont été obtenues, en moyenne. Le lixiviat a eu un impact négatif sur la santé des plantes dans les filtres avec des changements visuels et une réduction dans la fluorescence de la chlorophylle comparée aux plantes témoins alimentées avec de l'eau du robinet. Les systèmes avec filtre pré-anoxie ont permis d'obtenir une meilleure

efficacité d'enlèvement de l'azote total, soit de 80 % en moyenne en comparaison avec 70 % en moyenne pour les systèmes sans filtre pré-anoxie. Les efficacités d'enlèvement élevées obtenues par les filtres suggèrent qu'ils étaient opérés sous leur capacité de traitement par des microorganismes. Plus de recherche devrait être faite afin de déterminer les critères de conception comme les taux de charge hydraulique et les taux de charge organique maximaux ou le temps de rétention hydraulique minimal pour un traitement efficace.

ABSTRACT

“Young” landfill leachate, produced by the percolation of water through sites in operation at a landfill, is concentrated in organic matter, ammonia and metals, and is typically treated using intensive and conventional systems, like sequencing batch reactors. Studies have looked at treating “old” and less concentrated leachate, produced by capped sites at a landfill, by treatment wetlands. Few studies have investigated the treatment of landfill leachate using vertical, aerated planted filters, a hybrid technology similar to treatment wetlands fed at a higher than typical loading rate or trickling filters and biological, aerated filters fed at a lower than typical loading rate and with plants installed at the surface. Few studies have investigated the use of this technology specifically for the treatment of young landfill leachate as well. The objectives of this study were to 1) determine if vertical, aerated planted filters could efficiently treat young leachate BOD₅, TSS, NH₄ and zinc specifically to the point of respecting discharge requirements in Quebec, 2) characterize the effects of the plants on leachate treatment and the effects of the leachate on plant health, 3) quantify the denitrification achieved in pre-anoxic filters and 4) determine full-scale design criteria for a vertical, aerated planted filter. Five 430 L pilot-scale filters with 10 – 20 mm granite media were operated in parallel in a greenhouse for a total of 42 weeks during fall 2020 and spring through fall 2021. This report presents and discusses the results of treatment during the first 28 weeks of operation. Each filter was fed an average of 16 L m⁻² d⁻¹ of young leachate pretreated to reduce iron concentrations by an upflow anaerobic sludge blanket reactor, feeding each filter an average of 4.1 g BOD₅ m⁻³ d⁻¹. Two filters were planted with two *Salix miyabeana* ‘SX67’ plants each, two were planted with five *Sporobolus michauxianus* plants each and one was left unplanted. Plants were about 0.5 to 1.0 m in height at the time of installation in the filters. Two planted filters, one with each plant type, had pre-anoxic filters for denitrification. Results indicated that planted and unplanted filters offered similar treatment, with the effluents of all filters respecting discharge requirements in Quebec for all parameters except for zinc, and with average removal efficiencies of 98 to 100% for BOD₅, TSS, and NH₄, and 59% for zinc. Leachate negatively impacted plant health, with clear visual changes and a reduction in measured chlorophyll fluorescence in filter plants compared to control plants, which were fed only fertilizer and tap water. Systems with pre-anoxic filters were able to achieve a higher total nitrogen removal efficiency of 80% on average, compared to 70% on average for systems without pre-anoxic filters. The high removal efficiencies achieved suggest the experiment was well under the treatment capacity of the

microorganisms. More research must be done to determine the maximum hydraulic and organic loading rates or minimum hydraulic retention time that can be applied with efficient treatment.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VII
ABSTRACT	IX
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES	XIX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIII
LISTE DES ANNEXES	XXVI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Objectifs et hypothèse	2
1.2.1 Objectif général	2
1.2.2 Objectifs spécifiques	2
1.2.3 Hypothèse scientifique	3
1.3 Originalité et retombées du projet.....	3
1.4 Organisation du mémoire	3
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	4
2.1 Provenance du lixiviat.....	4
2.2 Nature du lixiviat.....	4
2.3 Gestion du lixiviat	7
2.3.1 Transfert	7
2.3.2 Traitements typiques	7

2.3.3	Traitement du lixiviat au Québec	14
2.4	Prétraitement du lixiviat	14
2.5	Filtres pré-anoxies	16
2.6	Filtres plantés	18
2.6.1	Mécanismes d'enlèvement	19
2.6.2	Plantation des filtres	22
2.7	Déficit de connaissances	22
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE.....		24
3.1	Lieu d'enfouissement technique.....	24
3.2	Dispositif expérimental et conditions d'opération	25
3.2.1	Conception des réacteurs.....	28
3.2.2	Prétraitement	28
3.2.3	Filtres pré-anoxies	29
3.2.4	Filtres plantés	29
3.2.5	Pompage et systèmes de contrôle.....	35
3.3	Démontage du système.....	36
3.3.1	Accumulation des contaminants.....	37
3.4	Bilan hydrique	37
3.5	Bilans massiques	40
3.5.1	Dénitrification dans les filtres plantés	42
3.5.2	Volatilisation de l'azote ammoniacal	43
3.6	Méthodes d'échantillonnage et d'analyse	43
3.6.1	Échantillons liquides	43
3.6.2	Échantillons de gravier.....	46

3.6.3	Analyses physiologiques.....	47
3.6.4	Taux de charge et d'efficacités d'enlèvement.....	48
CHAPITRE 4 RÉSULTATS		49
4.1	Caractérisation du lixiviat	49
4.2	Bilans hydriques.....	51
4.3	Prétraitement et son fonctionnement.....	53
4.4	Filtres plantés et leur fonctionnement	55
4.4.1	Efficacité du système d'aération (k_La)	55
4.4.2	Essais de traçage.....	56
4.4.3	Qualité d'effluent et efficacités d'enlèvement	58
4.4.4	Accumulation des contaminants.....	62
4.4.5	Bilans massiques	64
4.4.6	Adaptation des plantes	66
CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE		72
5.1	Lixiviat	72
5.2	Fonctionnement du prétraitement.....	73
5.3	Fonctionnement des filtres plantés et filtres pré-anoxies	76
5.3.1	Aération.....	76
5.3.2	Écoulement.....	76
5.3.3	Efficacités d'enlèvement	79
5.3.4	Enlèvement de l'azote	82
5.3.5	Risques de colmatage	84
5.4	Plantation des filtres	84
5.4.1	Évapotranspiration	84

5.4.2 Toxicité pour les plantes	86
5.5 Critères de conception	90
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	92
6.1 Conclusions	92
6.2 Recommandations	93
RÉFÉRENCES	95
ANNEXES	104

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Caractéristiques du lixiviat des LET selon leur âge	6
Tableau 2.2 Efficacité d'enlèvement selon les technologies de traitement du lixiviat des LET	9
Tableau 2.3 Critères de rejet du lixiviat au Québec (<i>Loi sur la qualité de l'environnement, RLRQ c Q-2, r.19, 2020</i>).....	14
Tableau 2.4 EE typiques pour les différents types de MF	19
Tableau 3.1 Abréviations des réacteurs et volumes et régimes d'alimentations associés.....	27
Tableau 3.2 Valeurs de conception et moyennes et écarts types des caractéristiques du lixiviat ..	28
Tableau 3.3 Caractéristiques des boues granulaires anaérobies.....	29
Tableau 3.4 Caractéristiques de liqueur mixte aérobie ayant servi d'inoculum	31
Tableau 3.5 Poids mesurés pendant une période d'alimentation du système afin de déterminer bilan hydrique.....	38
Tableau 3.6 Teneur en eau maximale de l'air à différentes températures.....	39
Tableau 3.7 Caractéristiques du gravier	47
Tableau 4.1 Moyenne des caractéristiques du lixiviat jeune, y compris l'effet de l'ajout de KH_2PO_4 au lixiviat dans le réservoir de stockage à la serre	51
Tableau 4.2 Résultats de la caractérisation du contenu du réacteur UASB à la fin de l'expérience et au démontage du système.....	55
Tableau 5.1 Caractéristiques du lixiviat jeune de cette étude et des autres études précédentes	72
Tableau 5.2 EE et concentrations à l'affluent du réacteur UASB.....	74
Tableau 5.3 Temps et facteurs calculés lors du deuxième essai de traçage pour le FPT	78
Tableau 5.4 EE et critères de conception des FP de cette étude par rapport aux technologies similaires	81
Tableau 5.4 Transpiration et conductance stomatique dans les saules, les spartines et graminées de cette étude et des études similaires.....	87

Tableau 5.5 Comparaison de la survie des plantes dans différentes études de traitement du lixiviat par les systèmes plantés.....	89
Tableau C1 Dimensions et charges pour le réacteur UASB.....	106
Tableau C2 Dimensions, paramètres, débits et charges des FPA.....	108
Tableau C3 Dimensions de système d'aération du FP.....	112
Tableau C4 Dimensions des systèmes d'alimentation et de collecte des FP.....	113
Tableau D1 Résultats des essais k_{La}	116
Tableau D2 Données brutes pour k_{La1} du FPT.....	119
Tableau D3 Données brutes pour k_{La1} du FPW.....	120
Tableau D4 Données brutes pour k_{La1} du FPW_AX.....	121
Tableau D5 Données brutes pour k_{La1} du FPS_AX.....	122
Tableau D6 Données brutes pour k_{La2} du FPT.....	123
Tableau D7 Données brutes pour k_{La2} du FPW.....	124
Tableau D8 Données brutes pour k_{La2} du FPW_AX.....	125
Tableau D9 Données brutes pour k_{La2} du FPS.....	126
Tableau D10 Données brutes pour k_{La2} du FPS_AX.....	127
Tableau D11 Données brutes pour k_{La3}	128
Tableau E1 Nomenclature des échantillons.....	129
Tableau E2 Répartition des analyses liquides.....	130
Tableau E3 Moyennes des concentrations des contaminants à l'effluent des FP pendant l'expérience comparées avec les critères de rejet pour les valeurs moyennes mensuelles....	133
Tableau E4 Tableau de calcul détaillé pour le calcul d'azote perdu par volatilisation d'azote ammoniacal.....	136
Tableau E5 Résultats des analyses liquides pour l'automne 2020 (tableau 1 de 3).....	139
Tableau E6 Résultats des analyses liquides pour l'automne 2020 (tableau 2 de 3).....	140

Tableau E7 Résultats des analyses liquides pour l'automne 2020 (tableau 3 de 3).....	141
Tableau E8 Résultats des analyses physique, chimique et biologique pour l'été 2021 (partie 1/2).....	142
Tableau E9 Résultats des analyses physique, chimique et biologique pour l'été 2021 (partie 2/2).....	143
Tableau E10 Résultats des analyses des anions et cations pour l'été 2021 (partie 1/2).....	144
Tableau E11 Résultats des analyses des anions et cations pour l'été 2021 (partie 2/2).....	145
Tableau E12 Résultats des analyses externes (P _t , NTK, composés phénoliques) et des analyses des métaux pour l'été 2021 (partie 1/2).....	146
Tableau E13 Résultats des analyses externes (P _t , NTK, composés phénoliques) et des métaux pour l'été 2021 (partie 2/2).....	147
Tableau E14 Résultats des analyses des anions/cations, P _t , NTK et métaux totaux lors du démontage.....	148
Tableau E15 Résultats des analyses des MES, des MVES et de la DCO lors du démontage.....	148
Tableau F1 Résultats des bilans hydriques.....	149
Tableau H1 Données brutes d'essai de traçage accéléré avec fluorescéine.....	153
Tableau H2 Données brutes d'essai de traçage avec KBr dans le FPT.....	154
Tableau H3 Données brutes d'essai de traçage avec KBr dans le FPW et FPW_AX.....	155
Tableau H4 Données brutes d'essai de traçage avec KBr dans le FPS et FPS_AX.....	156
Tableau I1 Répartition des analyses physiologiques.....	158
Tableau I2 Poids de la matière sèche des parties aériennes et racinaires pour les plantes individuelles dans les FP et pour le filtre au complet, mesuré au démontage du système.....	159
Tableau I3 Résultats des analyses physiologiques : fluorescence de la chlorophylle, conductance stomatique, transpiration, taux de transport d'électrons.....	161
Tableau I4 Résultats des analyses physiologiques : contenu nutritif mesuré dans les feuilles, concentration des métaux dans les parties aériennes et racinaires lors du démontage.....	162

Tableau I5 Résultats des analyses physiologiques : extraction de la chlorophylle.....162

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Schéma des projets des trois filières du projet PhytoVaLix	2
Figure 2.1 Concentration du lixiviat pendant les cinq phases de dégradation dans la cellule de LET, inspirée de (Langergraber et al., 2019; Tchobanoglous et al., 1993). © Török, 2021. Reproduit avec permission.	6
Figure 2.2 Mécanismes d'enlèvement des contaminants dans les FP. Inspiré de (Boutin, 2021) .	20
Figure 3.1 Vue aérienne de LET de WM à Sainte-Sophie, Québec. Données cartographiques (https://bit.ly/3NiDaA7). © 2022 par Google. Reproduit avec permission.	24
Figure 3.2 Schéma d'écoulement du système pilote	26
Figure 3.3 Schéma de FP.....	30
Figure 3.4 Photo d'un système de contrôle Arduino (déposé au-dessous d'une pompe péristaltique) pour les débitmètres (à droite dans la photo; Boutin, 2021)	36
Figure 4.1 Évolution des caractéristiques du lixiviat jeune. A) Matière organique; axe-y principal logarithmique. B) Nutriments; o-PO ₄ avant et après ajout de KH ₂ PO ₄ au réservoir réfrigéré. La ligne pointillée représente le changement d'endroit d'échantillonnage du lixiviat à LET de WM.....	49
Figure 4.2 Évolution des facteurs de santé des plantes	52
Figure 4.3 Bilans hydriques pour A) UASB, B) FPT, C) FPW, D) FPS, E) FPW_AX, F) FPS_AX	53
Figure 4.4 Concentration en OD mesurée à trois hauteurs dans les cinq FP. La ligne dans les boîtes : médiane. Le « x » dans les boîtes : moyenne.	56
Figure 4.5 A) Concentration de la fluorescéine dans l'effluent du FPT pendant les 60 premières minutes de l'essai de traçage. B) Fraction de la masse du traceur récupérée pendant les 50 heures de l'essai de traçage	57
Figure 4.6 Concentration du traceur à l'effluent et fraction de la masse du traceur récupérée lors d'essai de traçage dans chaque FP. A) FPT, B) FPW, C) FPS, D) FPW_AX, E) FPS_AX. t _a représente le TRH moyen observé.	58

- Figure 4.7 Qualité d'effluent des FP : A) NO_x, B) alcalinité, C) pH. Les lignes pointillées horizontales représentent les valeurs limites selon les critères de rejet au Québec. Les lignes pointillées verticales représentent les débuts et fins d'ajout de NaHCO₃ et KH₂PO₄.....59
- Figure 4.8 EE des FP : A) N_t, B) Zn, C) B. Pour le bore, les analyses ont été réalisées jusqu'à mi-septembre 2021.....60
- Figure 4.9 Masse de différents contaminants mesurés dans l'ensemble des FP et des FPA au démontage. A) DCO, B) MES, C) azote, D) phosphore, E) fer, F) bore. Note : l'azote dans les FPA lors du démontage n'est pas présenté à cause des erreurs dans l'analyse du NTK..62
- Figure 4.10 Bilan de la DCO pour les FP pendant toute l'expérience. A) FPT, B) FPW, C) FPW_AX, D) FPS et E) FPS_AX.....65
- Figure 4.11 Fluorescence de la chlorophylle dans les feuilles des plantes. A) Mesures prises le 15 avril 2021 pour les plantes dans les FP et le 20 avril 2021 pour les plantes témoins. B) Mesures prises pour toutes les plantes le 15 juillet 2021. La ligne dans les boîtes : médiane. Le « x » dans les boîtes : moyenne.....67
- Figure 4.12 Concentrations en sels et en métaux mesurées dans les feuilles des spartines des FP et témoins par ICP-AES en août 2021. A) Sodium, B) fer, C) zinc, D) bore. La ligne dans les boîtes : médiane. Le « x » dans les boîtes : moyenne.68
- Figure 4.13 Conductance stomatique (première ligne), transpiration (deuxième ligne) et taux de transport d'électrons (troisième ligne) mesurés dans les saules et spartines dans les FP et les plantes témoins à trois dates différentes en été 2021 : A) 15 avril pour les plantes dans les FP et 20 avril pour les plantes témoins, B) 3 juin et c) 15 juillet. La ligne dans les boîtes : médiane. Le « x » dans les boîtes : moyenne.....69
- Figure 4.14 Concentration de chlorophylle et caroténoïdes dans les feuilles des plantes dans les FP, mesurés par extraction. A) Saules, mesurés le 19 mars; B) saules, mesurés le 17 mai; C) spartines, mesurées le 19 mars; D) spartines, mesurées le 29 juillet. La ligne dans les boîtes : médiane. Le « x » dans les boîtes : moyenne.70
- Figure 5.1 Écoulement normalisé dans le réacteur FPT comparé à l'écoulement typique des réacteurs à l'écoulement piston, complètement mélangé et de deux réacteurs complètement

mélangés en série. C_0 est la masse de traceur injecté dans le FP divisé par le volume du liquide dans le FP. Inspiré de (Kadlec & Wallace, 2009).	77
Figure 5.2 A) Évapotranspiration chez les saules des FP par rapport aux valeurs de la littérature. (1) (Frédette et al., 2019c); (2) (Frédette et al., 2019a) B) Évapotranspiration chez les spartines des FP comparée aux valeurs de la littérature. (3) (Teixeira et al., 2020); (4) (Abas et al., 2022); (5) (Boucher-Carrier et al., 2022)	85
Figure A1 Type de matières enlevé par tamisage du lixiviat échantillonné en aval du bassin d'accumulation au LET de WM à Sainte-Sophie (Shively, 2021).....	104
Figure B1 Évolution de la température (A) et de l'humidité relative (B) dans la serre pendant l'expérience. Les barres dans la Figure B présentent les écarts types des mesures quotidiennes.....	105
Figure C1 Schéma d'écoulement du prétraitement UASB, vue en coupe de réacteur – inspiré de (Török, 2021). © Boutin, 2021. Reproduit avec permission.....	106
Figure C2 Photo du réacteur UASB à la suite de sa construction (Boutin, 2020).....	107
Figure C3 A) vue en coupe de FPA, B) photo de FPA au début de l'expérience, avant introduction de lixiviat. © Boutin, 2021. Reproduit avec permission.....	108
Figure C4 Photos de remplissage des réservoirs des FP (Alizadeh, 2020; Shively, 2020).....	109
Figure C5 Taille des plantes lors de l'installation dans les FP (Shively, 2020).....	110
Figure C6 Détails du système d'aération (gauche) et photo du système d'aération du dessus du système de collecte au fond du réservoir du FP (Alizadeh, 2020).....	111
Figure C7 Photo de dessus de système d'aération (Alizadeh, 2020).....	111
Figure C8 Schéma des systèmes d'alimentation (gauche) et de collecte (droite; Alizadeh, 2020).	113
Figure C9 Photo des FP à la serre (Shively, 2020).....	114
Figure D1 Graphiques résultants d'essai k_{La1} à température T de l'expérience.....	116
Figure D2 Graphiques résultants d'essai k_{La2} à température T de l'expérience.....	117
Figure D3 Graphiques résultants d'essai k_{La3} à température T de l'expérience.....	118

Figure E1 Changement de couleur des échantillons avant et après aération pour l'analyse de la DBO ₅ (Shively, 2021).....	131
Figure E2 Photo de changement de couleur des échantillons à travers le système pilote (Shively, 2020). Zone Mélange 1 représente l'effluent du FPA-W, qui est alimenté avec un mélange d'effluent du prétraitement UASB et effluent du FP.....	131
Figure E3 Qualité d'effluent des FP : A) DCO, B) DBO ₅ , C) MES, D) NH ₄ , E) NO _x , F) composées phénoliques, G) fer total, H) zinc total, I) alcalinité, J) pH.....	132
Figure E4 Mesures de pourcentage de contaminants qui se trouve à chaque hauteur dans les FP : A) T _{DCO} , B) X _{DCO} , C) CS _{DCO} , D) MES, E) MVES.....	134
Figure E5 Dénitrification dans les FP pendant toute la période d'expérience : A) FPT, B) FPW, C) FPW_AX, D) FPS et E) FPS_AX.....	135
Figure E6 Bilan du P _t pour les FP pendant toute l'expérience : A) FPT, B) FPW, C) FPW_AX, D) FPS et E) FPS_AX.....	137
Figure E7 Photo du développement des algues et de la présence de la mousse à la surface de A) FPT, B) FPW_AX, C) FPS_AX.....	138
Figure G1 Concentrations à l'effluent du UASB et EE d'enlèvement par l'UASB : A, B) de la matière organique, C, D) du fer, E, F) de SO ₄	150
Figure G2 Résultats de bilans massiques pour le réacteur UASB pour : A) la DCO, B) l'azote, C) le phosphore et D) le fer.....	151
Figure H1 Concentration du traceur à l'effluent mesurée pendant l'essai de traçage accéléré avec de la fluorescéine : a) toutes les 50 heures de l'expérience, et b) les 6 premières heures de l'expérience.....	152
Figure H2 Fonction F(t) pour le FPT afin utilisé pour déterminer t _h , t ₁₀ et t ₉₀	152
Figure I1 Évolution de santé des plantes pendant de l'expérience. Quand deux réservoirs sont montrés, le réservoir à gauche contient les saules et celui à droit contient les spartines.....	157
Figure I2 Concentration des métaux dans les parties aériennes (PA) et parties racinaires (PR) des plantes dans les FP lors du démontage : A) concentration en fer, B) concentration en zinc et C) concentration en bore.....	160

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

σ^2	Variance de la distribution des temps de séjour
AAS	<i>Atomic adsorption spectroscopy</i> , spectroscopie d'absorption atomique
Alc	Alcalinité
B	Bore
BAF	<i>Biological aerated filter</i> , filtre biologique aéré
Br ⁻	Bromure
Ca(CO) ₃	Calcium carbonate
Ca(OH) ₂	Hydroxyde de calcium
Cd	Cadmium
CH ₄	Méthane
Cl	Chlorure
CO ₂	Gaz carbonique
Cu	Cuivre
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène après 5 jours, partie carbonée
DCO	Demande chimique en oxygène
CS _{DCO}	Demande chimique en oxygène, filtrable
S _{DCO}	Demande chimique en oxygène, floculée et filtrée
T _{DCO}	Demande chimique en oxygène, totale
X _{DCO}	Demande chimique en oxygène, particulière
EC	Électroconductivité
ED	Efficacité de déplacement
EE	Efficacité d'enlèvement
EV	Efficacité volumique
Fe	Fer
Fe(OH) ₂	Hydroxyde de fer(II)
Fe(OH) ₃	Hydroxyde de fer(III)
FeS	Sulfure de fer(II)
FP	Filtre planté
FPA	Filtre pré-anoxie
FPA-S	Filtre pré-anoxie en amont de FPS_AX
FPA-W	Filtre pré-anoxie en amont de FPW_AX
FPS	Filtre planté de spartines (<i>Sporobolus</i>)
FPS_AX	Filtre planté de spartines (<i>Sporobolus</i>), avec filtre pré-anoxie
FPT	Filtre planté, témoin
FPW	Filtre planté de saule (<i>Salix</i>)
FPW_AX	Filtre planté de saule (<i>Salix</i>), avec filtre pré-anoxie
H ₂ S	Sulfure d'hydrogène
HNO ₃	Acide nitrique
IC	<i>Ionic chromatography</i> , chromatographie ionique
ICP-AES	<i>Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy</i> , spectroscopie d'émission atomique à plasma à couplage inductif
ICP-MS	<i>Inductively coupled plasma mass spectrometry</i> , spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif

IM	Indice Morril
IRBV	Institut de recherche en biologie végétale
K	Potassium
KBr	Bromure de potassium
KH_2PO_4	Dihydrogénophosphate de potassium
k_{La}	Coefficient global de transfert d'oxygène
LB	Lit bactérien
LET	Lieu d'enfouissement technique
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MES	Matières en suspension
MF	Marais filtrant
MIES	Matières inorganiques en suspension
MVES	Matières volatiles en suspension
N_2	Azote gazeux
Na	Sodium
NaCl	Chlorure de sodium
NaHCO_3	Bicarbonate de sodium
NF	Nanofiltration
NH_3	Ammoniac
NH_4	Azote ammoniacal total
NH_4^+	Ion ammonium
Ni	Nickel
NO	Monoxyde d'azote
N_2O	Oxyde nitreux
NO_2	Nitrites
NO_3	Nitrate
NO_x	Nitrites et nitrates
N-org	Azote organique
N_t	Azote total
NTK	Azote total Kjeldahl
o- PO_4	Orthophosphates
O_2	Oxygène
OD	Oxygène dissous
OI	Osmose inverse
ORP	<i>Oxidation reduction potentiel</i> , potentiel d'oxydation-réduction
P_t	Phosphore total
RBS	Réacteur biologique séquentiel
RBGS	Réacteur biologique à garnissage en suspension
SF	Solides filtrables
SM	<i>Standard Methods</i> (APHA et al., 2017)
SO_4	Sulfate
ST	Solides totaux
t_{10}	Temps que 10 % du traceur soit sorti à l'effluent
t_{90}	Temps que 90 % du traceur soit sorti à l'effluent
t_a	Temps de rétention hydraulique, moyen observé

t_h	Temps de rétention médian
t_M	Temps de rétention modal
TCH	Taux de charge hydraulique
TCN-NH ₄	Taux de charge en NH ₄
TCO	Taux de charge organique
TRH	Temps de rétention hydraulique
TRB	Temps de rétention des boues
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i> ; réacteur anaérobie à boues granulaires
UF	Ultrafiltration
WM	Waste Management
Zn	Zinc

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Tamisage du lixiviat à WM.....	104
Annexe B Évolution des conditions au Phytozone	105
Annexe C Conception détaillée des réacteurs	106
Annexe D Méthodologie et résultats supplémentaires pour les essais k_{La}	115
Annexe E Résultats des analyses des échantillons liquides	129
Annexe F Résultats des bilans hydriques	149
Annexe G EE et qualité d'effluent du réacteur UASB.....	150
Annexe H Résultats additionnels – essais de traçage.....	152
Annexe I Résultats des analyses physiologiques	157

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Partout dans le monde, la gestion des matières résiduelles est faite en grande partie par l'enfouissement. En 2018, le Canada a produit plus de 25 millions de tonnes de matières résiduelles, soit environ 700 kg par personne. 74 % de ces matières résiduelles ont été enfouies, soit 18,5 millions de tonnes (Environment and Climate Change Canada, 2022). Pour la même année, le Québec a produit presque 5,9 millions de tonnes des matières résiduelles, et 4,7 millions de tonnes de ces matières ont été disposées dans les 39 lieux d'enfouissement techniques (LET) de la province (Recyc-Québec, 2020).

L'enfouissement n'implique pas que la gestion des déchets et des cellules au LET, mais aussi la gestion du lixiviat qui est l'eau usée produite par la percolation de la précipitation, comme la pluie et la neige, et de l'humidité des déchets à travers la cellule d'enfouissement. Le lixiviat doit être traité avant son rejet dans les cours d'eau selon les lois environnementales (LQE, 2020). Le lixiviat est typiquement contaminé en matière organique, en nutriments, en métaux lourds et en sels (Bakhshoodeh et al., 2020), mais les contaminants présents et leurs concentrations varient selon le LET et le type de lixiviat. Il y a deux types du lixiviat, le lixiviat « vieilli » provenant des cellules fermées qui est moins fortement concentré et le lixiviat « jeune » provenant des cellules en exploitation qui contient les mêmes contaminants mais en concentrations plus élevées (Kadlec & Zmarthie, 2010).

Le traitement du lixiviat vieilli peut être fait par des technologies moins intensives comme les étangs aérés, les marais filtrants (MF) ou les plantations, mais le lixiviat jeune est typiquement traité par des technologies intensives et conventionnelles biologiques ou physico-chimiques comme les boues activées, les réacteurs biologiques séquentiels (RBS), le traitement membranaire comme ultrafiltration (UF) ou les échangeurs d'ions (Bakhshoodeh et al., 2020). Ces technologies ont habituellement des coûts d'opération et de maintenance élevés et il y a donc un intérêt pour une technologie moins coûteuse et plus écologique pour le traitement du lixiviat jeune. Il y a aussi un intérêt à appliquer une vision de cycle de vie au traitement du lixiviat, soit de valoriser certains contaminants comme la matière organique et les nutriments par la croissance des plantes et ensuite la valorisation de la biomasse végétale produite, duquel est né le nom du projet « PhytoVaLix »

pour la phytovalorisation du lixiviat. Cette étude faisait partie de la troisième filière du projet PhytoVaLix, avec un intérêt spécifique sur le traitement du lixiviat jeune, soit au point de rejeter l'effluent au cours d'eau avec l'effluent du RBS ou d'envoyer l'effluent des filtres à la plantation de saules. Les trois filières du projet PhytoVaLix sont présentées à la Figure 1.1.

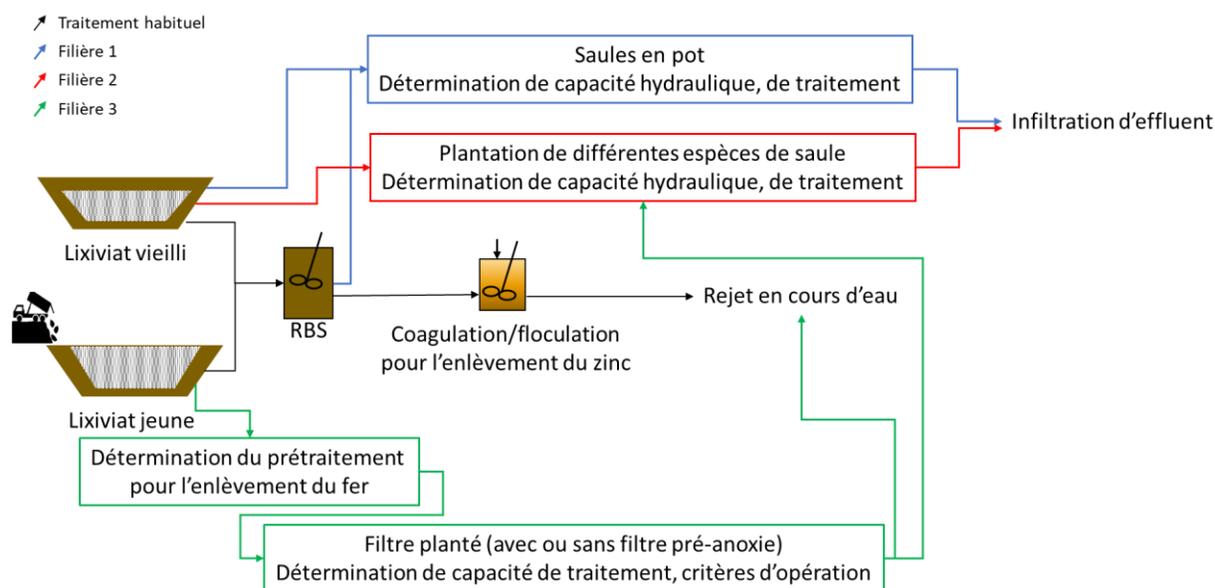


Figure 1.1 Schéma des projets des trois filières du projet PhytoVaLix

1.2 Objectifs et hypothèse

1.2.1 Objectif général

L'objectif général de ce projet a été de déterminer si les filtres plantés (FP) aérés à écoulement vertical peuvent traiter efficacement la demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO_5), les matières en suspension (MES), l'azote ammoniacal total (NH_4), les composés phénoliques, le zinc (Zn) et les coliformes fécaux du lixiviat jeune, avec le but de respecter les critères de rejet au Québec. Cet objectif se divise en cinq objectifs spécifiques.

1.2.2 Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques pour ce projet ont été de :

1. déterminer l'efficacité de traitement du lixiviat jeune par les FP,
2. mesurer l'impact de la plantation sur le traitement du lixiviat jeune par les FP,

3. déterminer l'impact du lixiviat sur la croissance et la santé des plantes,
4. mesurer l'impact des filtres pré-anoxies (FPA) sur l'enlèvement de l'azote total (N_t) et
5. déterminer les critères de dimensionnement pour un FP à pleine échelle.

1.2.3 Hypothèse scientifique

L'hypothèse scientifique de ce projet a été que les FP, plantés avec les saules *Salix miyabeana* 'SX67' ou avec les spartines *Sporobolus michauxianus*, seront capables de traiter le lixiviat jeune au point de respecter les critères de rejet au Québec en conditions estivales. Une nitrification de 80 % du NH_4 et un enlèvement du 40 % de la demande chimique en oxygène (DCO) sont attendus.

1.3 Originalité et retombées du projet

L'utilisation des technologies moins intensives basées sur les processus naturels, comme les MF ou les plantations, est devenue plus commune pour le traitement du lixiviat vieilli ou dilué en Amérique du Nord et partout dans le monde. Cependant, peu d'études ont porté spécifiquement sur le traitement du lixiviat jeune sans dilution ni l'utilisation des FP pour son traitement. Dans les MF, les espèces de plantes typiquement utilisées sont les *Phragmites australis*, *Typha latifolia* ou *Chrysopogon zizanoides* (Bakhshoodeh et al., 2020), mais plusieurs de ces espèces sont considérées comme des espèces envahissantes au Québec (Landry, 2013). Les saules et les spartines sont les plantes bien adaptées au climat nordique du Québec et la biomasse produite par les saules peut être récoltée et valorisée. L'utilisation des FP permet aussi une certaine restauration d'une partie du site de LET qui encourage la biodiversité et une meilleure perception des LET.

1.4 Organisation du mémoire

Ce mémoire se divise en 6 chapitres. L'introduction présente le contexte et les objectifs de ce projet au Chapitre 1. La revue de la littérature portant sur la nature du lixiviat, le traitement typique du lixiviat et les efficacités d'enlèvement (EE) typiquement réussies par les technologies similaires à celles étudiées dans cette expérience est présentée au Chapitre 2. La méthodologie est présentée dans le Chapitre 3. Les résultats sont présentés au Chapitre 4 et ensuite discutés au Chapitre 5. Une conclusion et les recommandations sont présentées au Chapitre 6.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Dans ce chapitre, une revue de la littérature est présentée sur la provenance et la nature du lixiviat ainsi que les technologies habituellement utilisées pour le traiter. Ensuite, les critères de rejet pour le lixiviat au Québec sont présentés avec un survol des technologies utilisées au Québec. Finalement, le prétraitement du lixiviat jeune, la dénitrification par les FPA et le traitement du lixiviat par les FP sont discutés.

2.1 Provenance du lixiviat

Le lixiviat est l'eau usée produite par l'infiltration des eaux de précipitation, comme la pluie et la neige, et des eaux souterraines ainsi que l'humidité des déchets à travers la cellule d'un LET (Langergraber et al., 2019). La forme de cellule de LET peut avoir un impact sur la quantité et la nature du lixiviat produit. Par exemple, une cellule ayant une surface plus plane va permettre plus d'infiltration d'eau comparée à une cellule de forme courbée sur le dessus (Christensen et al., 2005), et donc va produire plus du lixiviat. La quantité du lixiviat est aussi influencée par l'évaporation de l'eau de la cellule et l'infiltration de l'eau vers les eaux souterraines. L'infiltration vers les eaux souterraines est habituellement limitée par l'installation de géomembranes autour de la cellule. Le lixiviat est produit par les cellules en exploitation et par les cellules fermées d'un LET. Les cellules en exploitation sont habituellement recouvertes quotidiennement par des sols non ou moyennement contaminés (Tchobanoglous et al., 1993) pour des raisons hygiéniques et esthétiques (Christensen et al., 2005). Le lixiviat jeune, qui vient des cellules en exploitation, est donc contaminé par les déchets et par ces matériaux de recouvrement. Le lixiviat produit par des cellules fermées est appelé le lixiviat vieilli et peut être produit pendant des dizaines d'années avant que la cellule devienne inerte (Renou et al., 2008).

2.2 Nature du lixiviat

La nature du lixiviat ne dépend pas que de l'âge des cellules, mais aussi de la nature des déchets enfouis et des procédés physiques, chimiques et biologiques qui se produisent dans les cellules (Christensen et al., 2005). Le lixiviat est habituellement contaminé par la matière organique dégradée, les nutriments comme l'azote, les métaux lourds et les composés organiques volatils et toxiques comme les hydrocarbures, les produits pharmaceutiques, les xénobiotiques et de

polytétrafluoroéthylène (Kadlec & Zmarthie, 2010; Langergraber et al., 2019). La matière organique dans le lixiviat provient de la dégradation et de l'hydrolyse des déchets et de la capture des matières particulaires organiques lors du passage d'eau à travers les cellules. Le lixiviat a normalement des concentrations élevées en NH_4 , provenant de l'hydrolyse et la fermentation des protéines dans les déchets, mais des concentrations faibles en phosphore total (P; Christensen et al., 2005). Les concentrations élevées en métaux lourds, comme du fer (Fe), proviennent des matériaux résiduels ferreux enfouis (Kadlec & Zmarthie, 2010) et les concentrations élevées en sels proviennent de la solubilisation des sels trouvés dans les déchets (Christensen et al., 2005). Le lixiviat peut avoir des effets toxiques sur les microorganismes et sa toxicité est souvent influencée par les concentrations en DCO, en NH_4 , en alcalinité et en autres composés toxiques (Bernard et al., 1997).

L'âge du lixiviat influence sa nature, car les matières dans la cellule changent de caractéristiques pendant sa dégradation, qui est typiquement divisée en cinq phases. La variabilité de la concentration de différents contaminants dans le lixiviat pendant les cinq phases est présentée à la Figure 2.1. La première phase représente une stabilisation des matières dans la cellule avec une dégradation initiale de matière organique facilement biodégradable qui se fait sous conditions aérobies. La deuxième phase représente une phase de transition où tout l'oxygène est consommé par les procédés aérobies et la cellule tombe ensuite en anaérobie. En absence d'oxygène, la transformation des nitrates (NO_3) et sulfates (SO_4) produit de l'azote gazeux (N_2) du sulfure d'hydrogène (H_2S). La phase trois représente la fermentation acide des déchets qui produit de gaz carbonique (CO_2) qui provoque une baisse de pH. Des pH faibles peuvent ensuite inciter une solubilisation des métaux et d'autres composés inorganiques, qui fait augmenter en conséquence les concentrations en sel et l'électroconductivité (EC). Cela fait aussi augmenter les concentrations en matière organique sous forme de DCO et DBO_5 . La phase quatre représente la méthanogenèse où les bactéries méthanogènes transforment la matière organique en méthane (CH_4) et CO_2 . Cette activité microbienne est moins prononcée que celui de la phase 3. Ce processus augmente le pH habituellement jusqu'à 6,8 à 8. La phase cinq représente la stabilisation des matières dans la cellule quand il reste très peu de matière organique biodégradable.

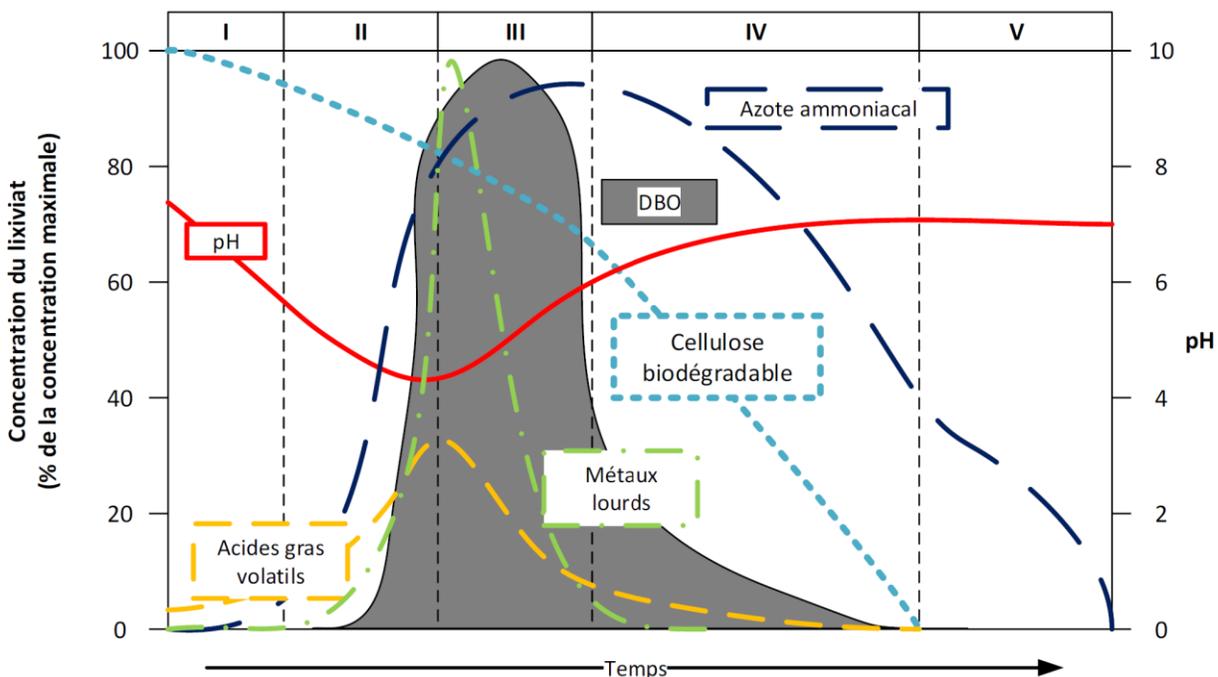


Figure 2.1 Concentration du lixiviat pendant les cinq phases de dégradation dans la cellule de LET, inspirée de (Langergraber et al., 2019; Tchobanoglous et al., 1993).
© Török, 2021. Reproduit avec permission.

Comme mentionné ci-dessus, la production du lixiviat peut continuer pendant les dizaines d'années jusqu'à ce que les matières dans la cellule soient rendues inertes. Les concentrations des différents contaminants dans le lixiviat des cellules de différents âges sont présentées au Tableau 2.1.

Tableau 2.1 Caractéristiques du lixiviat des LET selon leur âge

Âge du lixiviat :	Unités	Jeune	Jeune, au Canada	Moyen	Vieilli
Âge du LET	années	< 5	nd	5 - 10	> 10
pH	-	4,5 – 9,1 ^{2,3}	5,8 – 6,6 ³	6,5 – 9,0 ²	6,5 – 12 ²
DCO	g/L	2 – 50 ³	2 – 14 ³	1 – 15 ^{2,3}	0,1 – 10 ³
DBO ₅ /DCO	g/g	0,1 – 1 ²	0,05 – 0,7 ³	0,1 – 0,5 ²	0 – 0,4 ²
NH ₄	mg N/L	10 – 13 000 ^{1,3}	10 – 40 ³	700 – 6 000 ³	0,2 – 2 000 ³
N-org	mg N/L	500 – 1 000 ¹	nd	nd	10 – 50 ¹
NO ₃	mg N/L	0 ¹	nd	nd	0 – 10 ¹
Mn	mg/L	0,04 ³	nd	0,03 – 20 ³	0,1 – 20 ³
Fe	mg/L	2,7 ³	nd	1 – 80 ³	4 – 30 ³
Cu	mg/L	nd	nd	0,1 – 0,8 ³	0,005 – 0,008 ³

nd : non disponible

1 : (Langergraber et al., 2019)

2 : (Luo et al., 2020)

3 : (Renou et al., 2008)

Le lixiviat jeune a habituellement les concentrations les plus élevées en matière organique et en azote, spécialement en NH_4 . Ceci fait que le lixiviat jeune est très propice à la nitrification et la dénitrification. Ces concentrations sont habituellement à des niveaux les plus élevés quelques années après que la cellule soit fermée (Kadlec & Zmarthie, 2010). La DCO qui reste dans le lixiviat vieilli est peu biodégradable ou lentement biodégradable, et cette matière organique vient typiquement des acides humiques et fulviques (Christensen et al., 2005).

2.3 Gestion du lixiviat

Dans la plupart des pays, le lixiviat doit être traité avant son rejet à l'environnement. Vu que les LET sont habituellement localisés loin des municipalités, le rejet à l'égout pour traitement avec des eaux usées municipales, ce qui s'appelle le transfert du lixiviat, est rarement une option et peut coûter des centaines de milliers de dollars par année (Kadlec & Zmarthie, 2010). Le traitement du lixiviat au site du LET est plus commun.

2.3.1 Transfert

Le transfert du lixiviat par le réseau d'égout pour traitement avec des eaux usées municipales se fait dans plusieurs pays (Christensen et al., 2005), mais rarement au Québec. Le co-traitement du lixiviat avec les eaux usées municipales peut augmenter l'efficacité de la nitrification et même de la dénitrification du lixiviat, à cause des concentrations élevées en NH_4 dans le lixiviat et des concentrations élevées en matière organique facilement biodégradable dans les eaux usées municipales. Cependant, ceci peut aussi augmenter la concentration en DCO à l'effluent de la station de traitement des eaux usées à cause de la DCO non-biodégradable ou très lentement biodégradable dans le lixiviat (Christensen et al., 2005). Le co-traitement du lixiviat est le plus efficace quand son ajout aux eaux usées municipales représente un maximum de 0,5 % du débit. Afin de réduire le volume du lixiviat à traiter ou à transférer, une partie du lixiviat peut être recyclée dans les cellules de LET. Ceci augmente l'humidité dans la cellule et en conséquence peut augmenter la biodégradation des déchets par les bactéries anaérobies (Bae et al., 1998).

2.3.2 Traitements typiques

Le traitement du lixiviat se divise en deux grandes catégories : les traitements biologiques et les traitements physico-chimiques. Les traitements biologiques sont connus pour leur capacité

d'enlèvement de la matière organique et des nutriments comme l'azote. Lors du traitement biologique du lixiviat, les carences en phosphore, un nutriment essentiel pour la croissance de la biomasse, constituent presque toujours un problème (Christensen et al., 2005). Les traitements physico-chimiques sont très efficaces pour l'enlèvement des matières particulaires, les métaux, les sels et les composés toxiques. Une meilleure qualité d'effluent peut aussi être réalisée en combinant un traitement biologique pour l'enlèvement de la matière organique et l'azote avec un traitement physico-chimique en aval pour l'enlèvement des métaux et des sels (Christensen et al., 2005).

Le traitement biologique du lixiviat se divise encore entre les technologies aérobies et anaérobies. Les technologies biologiques aérobies typiques pour le traitement du lixiviat sont les RBS, les réacteurs biologiques à garnissage en suspension (RBGS), les contacteurs biologiques rotatifs, les lits bactériens (LB), les boues activées et les étangs aérés. Une comparaison de ces technologies, des technologies biologiques anaérobies et des technologies physico-chimiques est présentée au Tableau 2.2. Ces technologies sont expliquées plus en détail dans les prochaines sections.

Tableau 2.2 Efficacité d'enlèvement selon les technologies de traitement du lixiviat des LET
EE (%)

Type de traitement	Traitement	Âge du lixiviat	EE (%)		Réf.
			DCO	NH ₄	
Biologique aérobie	RBS	nd	40	100	(Remmas et al., 2018)
		nd	40 – 80	60 – 70	(Zouboulis et al., 2001)
	RBGS	nd	50 – 60	80 – 100	(Jokela et al., 2002)
		nd	60	100	(Loukidou & Zouboulis, 2001)
	LB	nd	30 – 60	60 – 90	(Jokela et al., 2002)
		nd	50	60	(Aluko & Sridhar, 2013)
	Boues activées	nd	50	80	(Hoilijoki et al., 2000)
		nd	> 90	nd	(Robinson & Maris, 1983)
	Étangs aérés	nd	40	80	(Frasconi et al., 2004)
		nd	80	100	(Mehmood et al., 2009)
nd		100	nd	(Robinson & Grantham, 1988)	
Biologique anaérobie	RBS anaérobie	nd	50 – 90	nd	(Kennedy & Lentz, 2000)
	UASB	nd	60 – 70	nd	(Kettunen et al., 1996)
		nd	80	nd	(Kennedy & Lentz, 2000)
		nd	80 – 100	nd	(García et al., 1996)
	Jeune	30 – 40	0	(Török, 2021)	
Digesteur	nd	20 – 30	nd	(Moon et al., 1997)	
	nd	60 – 70	nd	(Begum et al., 2018)	
Physico-chimique	UF	nd	50	nd	(Bohdziewicz et al., 2001)
	UF/OI ^a	nd	100	nd	(Bohdziewicz et al., 2001)
	NF	nd	60	30	(Marttinen et al., 2002)
		Jeune	70	50	(Marttinen et al., 2002)
	NF/OI	Jeune	80 – 90	20 – 50 (TKN)	(Insel et al., 2013)
	Coagulation/floculation	nd	30 – 40	nd	(Tatsi et al., 2003)
		nd	60 – 70	nd	(Liu et al., 2012)
		Jeune	30	nd	(Marañón et al., 2008)
	Vieilli	nd	20 – 30	nd	(Silva et al., 2004)
		nd	90	90	(Halim et al., 2010)
	Adsorption	nd	90	nd	(Bashir et al., 2010b)
		nd	nd	50 – 60	(Vignoli et al., 2015)
	Échange d'ions	nd	nd	90	(Bashir et al., 2010a)
nd		nd	30 – 90	(Li & Zhao, 2003)	
nd		nd	80	(Huang et al., 2014)	
Précipitation chimique	nd	nd	70 – 100	(Di Iaconi et al., 2010)	
	Vieilli	nd	70 – 100	(Di Iaconi et al., 2010)	
Oxydation chimique	nd	nd	70	(Bohdziewicz et al., 2001)	
Dégazage à l'air	nd	4 – 20	30 – 90	(Marttinen et al., 2002)	
	Jeune	4 – 20	80	(Marttinen et al., 2002)	
	Jeune	30	50 – 90	(Ozturk et al., 2003)	
	Vieilli	nd	50-100	(Silva et al., 2004)	

nd : non disponible

^a : osmose inverse (OI)^b : nanofiltration (NF)

2.3.2.1 Traitements biologiques aérobies

Les RBS deviennent une des technologies les plus communes pour le traitement du lixiviat. Ils offrent de bons enlèvements de la matière organique et les taux de nitrification élevés. Ils peuvent aussi être opérés avec des cycles anoxies pour réaliser la dénitrification. L'opération peut être facilement modifiée pour les charges et concentrations variables, un enjeu typique avec le lixiviat (Neczaj et al., 2005).

Les RBGS sont similaires au traitement par boues activées, mais avec l'ajout d'un média qui bougent librement dans le réacteur par l'aération (M&EA, 2014). L'ajout du média permet une plus grande croissance de la biomasse dans le réacteur et permet un traitement efficace pour l'enlèvement de la matière organique et une bonne efficacité de la nitrification (Horan et al., 1997).

Le traitement du lixiviat par biodisques ou par LB offre un bon enlèvement de la matière organique, une filtration de la matière particulaire et peut augmenter l'enlèvement de NH_4 , car l'efficacité de la nitrification est plus élevée dans les systèmes avec la biomasse fixée. Cependant, ces systèmes sont moins intensifs et donc ont habituellement des taux de charge hydraulique (TCH) et des taux de charge en NH_4 (TCN- NH_4) plus faibles que pour les boues activées. Les biodisques peuvent aussi offrir de bons enlèvements des métaux, jusqu'à 93% du fer, 92% du zinc et 11% du bore (Christensen et al., 2005). Les LB avec aération forcée peuvent enlever 85 – 90 % de la DBO_5 et faire une nitrification presque complète de NH_4 lors du traitement des eaux usées municipales (M&EA, 2014). Les LB peuvent possiblement traiter le lixiviat pendant les températures plus froides, car il y a moins de perte de la biomasse fixée en températures froides que pour les systèmes avec la biomasse libre (Lin et al., 2000).

Le traitement par boues activées est similaire aux étangs aérés mais plus intensif, avec une aération plus forte qui permet un meilleur enlèvement de la matière organique et une meilleure nitrification. Cependant, la nitrification du lixiviat vieilli peut être plus complexe, car le pH du lixiviat vieilli est habituellement plus élevé, qui peut changer la forme de l'azote ammoniacal de sa forme soluble, NH_4^+ , à la forme gazeuse, NH_3 , qui ne peut pas être enlevée par la nitrification et qui peut être toxique (Christensen et al., 2005).

Les étangs aérés offrent un bon enlèvement de la matière organique biodégradable et de NH_4 par nitrification. Cependant, la nitrification dans les étangs aérés dépend beaucoup de la température et donc n'est pas très efficace en hiver. Ils ont souvent les coûts de maintenance et d'exploitation

faibles comparés à d'autres technologies, mais demandent de temps de rétention hydraulique (TRH) plus long pour un bon enlèvement des contaminants en températures plus froides (Christensen et al., 2005).

2.3.2.2 Traitements biologiques anaérobies

Le traitement du lixiviat par les procédés biologiques anaérobies est habituellement utilisé pour l'enlèvement de la matière organique. Les procédés anaérobies ont des coûts d'exploitation moins élevés que les procédés aérobies, car il n'y a pas d'aération, mais le traitement est souvent plus lent. Le traitement de la matière organique sous conditions anaérobies peut aussi produire des biogaz qui peuvent être récupérés pour certaines applications ou qui doivent être brûlés pour minimiser la perte de CH_4 à l'atmosphère (M&EA, 2014). Les technologies les plus utilisées pour le lixiviat sont les RBS anaérobies, les réacteurs anaérobies à boues granulaires (*upflow anaerobic sludge blanket*; UASB) et les digesteurs anaérobies.

Les RBS anaérobies fonctionnent comme les RBS aérobies, mais sans aération. Normalement, un système de traitement du lixiviat aurait un seul RBS qui fonctionne en cycles aérobies, anoxies et anaérobies afin de faire la nitrification, la dénitrification et l'enlèvement additionnel de la matière organique. Les UASB sont des réacteurs qui peuvent traiter les charges élevées en matière organique avec de court TRH (Lin et al., 2000), qui peut être intéressant pour le traitement du lixiviat jeune qui a typiquement des concentrations élevées en DCO et DBO_5 . Les digesteurs anaérobies sont les plus simples de ces technologies, avec une simple cuve mélangée sans aération. Cependant c'est la technologie la moins efficace des trois présentées ici. L'EE de la DCO du lixiviat pour ces technologies est présentée au Tableau 2.2.

2.3.2.3 Traitements physico-chimiques

Tandis que les traitements biologiques sont efficaces pour l'enlèvement de la matière organique et l'azote, les traitements physico-chimiques sont utilisés pour l'enlèvement des matières particulaires, des métaux, des sels et de certains composés toxiques. Les traitements physico-chimiques les plus utilisés pour le traitement du lixiviat incluent les traitements membranaires (microfiltration, UF, nanofiltration (NF) et osmose inverse (OI)), la coagulation/floculation, l'adsorption, l'échange d'ions, la précipitation chimique et l'oxydation chimique ou par ozonation (Christensen et al., 2005; Luo et al., 2020). L'enlèvement typique de la

DCO et du NH_4 par ces technologies est présenté au Tableau 2.2. Les traitements physico-chimiques sont normalement utilisés comme post-traitement ou polissage du lixiviat pour enlever les contaminants qui ne sont pas autrement enlevés par les traitements biologiques. Certaines régions ont des règlements sur les métaux et sur certains composés toxiques. Les sels dans le lixiviat sont rarement réglementés, mais l'Italie a introduit une règle sur les chlorures, à une concentration de 1 200 mg Cl/L, donc il est possible que ça devienne normé dans d'autres régions à l'avenir (Christensen et al., 2005).

Le traitement membranaire pour le lixiviat est habituellement réalisé par NF, UF, ou OI. L'OI peut enlever plus que 99 % des chlorures et 98 à 100 % des métaux lourds. Le traitement membranaire est normalement utilisé comme post-traitement afin d'éviter le colmatage des membranes par la matière organique. Le traitement membranaire produit un concentrat qui est chargé en tous les contaminants enlevés du lixiviat et peut être compliqué à gérer (Christensen et al., 2005).

Le traitement par coagulation/floculation offre de bons taux d'enlèvements pour les métaux lourds, entre 50 et 70 % selon le métal. L'enlèvement de la matière organique par coagulation/floculation varie beaucoup selon le type et le dose de coagulant utilisé, mais les enlèvements de la DCO sont souvent moins que 50 % (Renou et al., 2008).

L'adsorption sur charbon activé est utilisée pour l'enlèvement de la DCO du lixiviat vieilli ou comme post-traitement pour le lixiviat traité biologiquement. L'adsorption sur charbon activé peut normalement atteindre des enlèvements de la DCO entre 40 et 90 %. Il faut remplacer le charbon activé quand sa limite d'adsorption est atteinte, qui peut beaucoup augmenter les coûts d'exploitation et demander une certaine gestion des boues du charbon activé utilisé (Christensen et al., 2005; Renou et al., 2008).

Les échangeurs d'ions enlèvent certains ions du lixiviat selon leur affinité pour la résine utilisée. Dans le traitement des eaux usées, les ions enlevés sont normalement le NH_4^+ , les métaux et les solides filtrables (SF) comme les sels. À cause des affinités différentes des résines, il peut être difficile d'enlever plusieurs contaminants par la même résine, donc les échangeurs d'ions sont souvent utilisés pour l'enlèvement d'un contaminant spécifique à la fin du traitement (M&EA, 2014). Le traitement du lixiviat par échange d'ions n'est pas très commun, mais certaines études ont porté sur l'enlèvement de NH_4^+ avec l'avantage que le sulfate d'ammonium peut être produit lors de la régénération de la résine (Vignoli et al., 2015).

La précipitation chimique est utilisée plus souvent comme prétraitement pour le lixiviat qu'en post-traitement, spécifiquement pour l'enlèvement de NH_4 , car des charges trop élevées en NH_4 peuvent être toxiques et nuire aux traitements biologiques. La précipitation chimique peut aussi enlever une certaine quantité de la matière organique. Les taux d'enlèvements dépendent du précipitant et de dose utilisé (Li et al., 1999).

L'oxydation chimique est utilisée pour l'enlèvement des métaux comme le fer et le manganèse, l'enlèvement de la matière organique comme les composés toxiques, et l'enlèvement de NH_4 . L'oxydation chimique est effectuée par l'ajout du chlore, de l'eau oxygénée, du permanganate ou de l'ozone (M&EA, 2014). L'EE dépend du contaminant à enlever et de l'oxydant utilisé. Le chlore n'est pas toujours le meilleur choix d'oxydant, car il peut produire des sous-produits de désinfection. L'eau oxygénée est efficace pour l'enlèvement du fer dissous et peut flocculer les matières particulaires pour faciliter la décantation. Cependant, l'utilisation de l'eau oxygénée peut augmenter la concentration en sels dans le lixiviat (Christensen et al., 2005). L'oxydation par dégazage à l'air ou par ozonation peut être utilisée pour l'enlèvement de NH_4 . Cependant, l'enlèvement de NH_4 par dégazage à l'air peut causer des relargages de NH_3 dans l'atmosphère, qui peut être une source de pollution (Silva et al., 2004). L'enlèvement de NH_4 par l'ozonation peut aussi augmenter la toxicité du lixiviat (Marttinen et al., 2002). Il y a aussi un enjeu que le dégazage à l'air et l'ozonation du lixiviat peut volatiliser les composés organiques toxiques (Christensen et al., 2005). Alors, bien que ces options existent pour l'enlèvement de NH_4 , les traitements biologiques sont meilleurs pour son enlèvement.

2.3.2.4 Coûts des traitements

Le traitement du lixiviat peut présenter un coût important pour les LET. À la suite d'une étude sur les coûts de traitement du lixiviat à plusieurs LET au Québec, il a été estimé que les coûts d'exploitation ont été entre 3 et 20 CAD/m³ du lixiviat traité, avec un coût moyen d'exploitation de 7,66 CAD/m³ du lixiviat traité, et un coût moyen de capitalisation de 4,4 M CAD (Barbeau, 2018). Les traitements biologiques sont habituellement moins coûteux que les traitements physico-chimiques. Les traitements extensifs en eau libre, comme les MF et les plantations filtrantes, sont devenus un sujet de recherche important dans les dernières années en partie pour leurs avantages prometteurs au niveau de la réduction des coûts. Il est estimé qu'ils présentent des

avantages de coûts de 25 :1 pour les coûts de capitalisation et de 3 :1 pour les coûts d’exploitation (Kadlec & Zmarthie, 2010).

2.3.3 Traitement du lixiviat au Québec

Au Québec, il y a 39 LET qui enfouissent environ 4,7 M tonnes de matières résiduelles par année (Recyc-Québec, 2020). Les critères de rejet minimaux pour le traitement du lixiviat au Québec sont présentés au Tableau 2.3. Selon le cours d’eau où le lixiviat traité est rejeté, le Ministère de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) peut ajouter d’autres critères de rejet ou imposer les critères plus sévères. Un des paramètres qui commence à être normé pour plusieurs LET au Québec est l’azote total (N_t).

Tableau 2.3 Critères de rejet du lixiviat au Québec (*Loi sur la qualité de l’environnement, RLRQ c Q-2, r.19, 2020*)

Paramètre	Unités	Valeurs limites	Limites, moyennes mensuelles
DBO₅	mg/L	150	65
MES	mg/L	90	35
NH₄	mg N/L	25	10
Composés phénoliques	mg/L	0,085	0,030
Zn	mg/L	0,17	0,07
Coliformes fécaux	UFC/100 mL		1 000
pH			6,0 à 9,5

En 2018, une étude a été réalisée afin de comparer les technologies de traitement du lixiviat utilisé par 12 LET au Québec. Il a été trouvé que sept LET utilisaient des étangs aérés, cinq utilisaient des RBGS, trois utilisaient les RBS, deux utilisaient l’oxydation chimique par l’ajout de l’eau oxygénée ou de l’ozone, deux utilisaient la désinfection par rayonnement ultraviolet, un utilisait un milieu filtrant, un utilisait un lit de tourbe, un utilisait la coagulation/floculation et un utilisait des étangs à quenouilles. Il faut noter que certains LET utilisaient plusieurs technologies (Barbeau, 2018). Les étangs aérés ont été utilisés pour le traitement du lixiviat vieilli ou comme prétraitement pour le lixiviat jeune. Les RBGS et RBS ont été utilisés pour le traitement du lixiviat jeune.

2.4 Prétraitement du lixiviat

Le lixiviat peut présenter des concentrations en fer très élevées, jusqu’à 5 550 mg/L (Luo et al., 2020; Renou et al., 2008). Le fer se solubilise sous conditions anaérobies, qui permet le relargage

du fer des matières résiduelles ferreuses enfouies dans les LET et donc qui entraîne sa présence dans le lixiviat. Le fer dans le lixiviat est normalement sous forme d'hydroxyde de fer(II) ($\text{Fe}(\text{OH})_2$). Quand l'oxygène devient disponible, $\text{Fe}(\text{OH})_2$ est oxydé à l'hydroxyde de fer(III) ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) et donc le fer est oxydé de Fe(II) à Fe(III). $\text{Fe}(\text{OH})_3$ est particulière avec une couleur rouge-brun (Langergraber et al., 2019). Ces particules s'attachent facilement aux surfaces et peuvent causer des problèmes de colmatage. Cependant, la forme de fer dans le lixiviat est plus complexe que simplement s'il y a une présence de l'oxygène ou non. La forme du fer présente dépend de la température, de la concentration en fer, du pH et du potentiel d'oxydation-réduction (ORP). Aux pH entre 0 et 14 et aux valeurs d'ORP entre -1,5 et 1,5 V, le fer peut être présent sous forme de Fe(II) ou Fe(III) aqueux ou sous forme de Fe, FeO/ $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ou $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{Fe}(\text{OH})_3$ qui sont toutes les formes particulières (Fermoso et al., 2019). L'accumulation du $\text{Fe}(\text{OH})_3$ dans les systèmes aérés peut nuire à la performance jusqu'au point d'avoir besoin de remplacer complètement les systèmes d'aération (Nivala et al., 2007), alors il est important d'enlever le fer avant sa précipitation dans les systèmes aérés.

Les procédés les plus prometteurs pour l'enlèvement du fer dissous du lixiviat incluent les procédés aérobies, soit de l'aération et la décantation ou l'ajout de la chaux, ou les procédés anaérobies, soit par des *roughing filters* ou par traitement biologique dans un réacteur UASB. Pour l'enlèvement par l'aération et la décantation, le lixiviat est aéré en cascades suivies par un bassin de décantation. Quand le fer est enlevé par l'ajout de la chaux, de l'hydroxyde de calcium ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) est ajouté au lixiviat jusqu'à un pH assez élevé pour faire une précipitation du fer dissous. Le *roughing filter* est un réacteur anaérobie rempli avec des roches de différentes tailles afin de filtrer les particules. Un enlèvement biologique peut aussi être réalisé par la biomasse qui se développe sur les roches. L'utilisation des roches calcaires peut aider dans l'enlèvement du fer, car ces roches sont une source d'alcalinité et donc peuvent limiter la solubilisation des métaux sous conditions acides. Le réacteur UASB est un réacteur anaérobie biologique où des bactéries sulfato-réductrices transforment le SO_4 en H_2S . Le H_2S réagit ensuite avec le fer dissous pour produire du sulfure de fer(II) (FeS), qui est particulière et qui s'enlève de la solution par sédimentation. Ces technologies ont montré des enlèvements du fer du lixiviat jeune de 22 ± 6 % par aération et décantation, 80 ± 6 % par ajout de la chaux, 44 ± 11 % par *roughing filter* et 49 ± 8 % par UASB (Török, 2021). Une analyse multicritère a présenté le traitement par UASB comme le meilleur de ces quatre options selon l'entretien requis, les coûts d'opération, la longévité du système et l'EE du fer.

D'autres études ont démontré des enlèvements de 50 à 80 % du fer du lixiviat en utilisant des réacteurs UASB (Kettunen & Rintala, 1998). Cet enlèvement a été obtenu pour des concentrations à l'affluent de 15 à 30 mg/L en fer total. Ces études ont aussi démontré un enlèvement de la DCO de 35 à 70 % avec un taux de charge organique (TCO) en DCO de 0,3 à 1,7 kg DCO m⁻³ d⁻¹. Les réacteurs UASB utilisés par Kettunen & Rintala (1998) ont réalisé une production de 320 mL CH₄/g de DCO enlevée et une concentration en CH₄ de 35 à 85 % dans le biogaz produit. Des résultats similaires ont été obtenus par l'étude de Török (2021) avec un enlèvement de 32 ± 5 % de la DCO, une production de 160 mL CH₄/g de DCO enlevée et une concentration en CH₄ de 77 % dans le biogaz produit.

2.5 Filtres pré-anoxies

Le NH₄ est normalement présent dans le lixiviat en concentration élevée. Son enlèvement est souvent réalisé par les procédés biologiques aérobies qui causent la nitrification et transforment le NH₄ en nitrites et nitrates (NO_x). Cependant, les concentrations élevées en NO_x peuvent aussi avoir des impacts négatifs. La présence des NO_x dans les eaux de surface peut causer de l'eutrophisation et nuire à la vie aquatique. La présence des NO_x dans les eaux souterraines peut causer des problèmes de santé si cette eau est utilisée pour l'eau potable sans enlever les NO_x (M&EA, 2014). Alors, les critères de rejet sur les NO_x ou sur N_t commencent à être considérés au Québec et dans d'autres parties du monde.

L'enlèvement de N_t est normalement réalisé par dénitrification à la suite de la nitrification, ou par l'oxydation anaérobie de l'ammonium, aussi appelé anammox. Le procédé anammox se fait en deux étapes, avec la nitrification partielle d'environ 55 % de NH₄ (où les NH₄ sont transformés en nitrites, NO₂) suivit par une oxydation anaérobie de NH₄ et NO₂ à N₂. Ce procédé n'utilise aucune source de carbone organique, qui peut être un facteur limitant dans les procédés de nitrification/dénitrification. Les besoins en énergie sont plus faibles pour le procédé anammox, car ce procédé nécessite seulement environ 40 % de l'oxygène requis pour la nitrification complète, alors les besoins en aération sont réduits. Ce procédé s'est révélé efficace pour le traitement des eaux usées municipales aux températures élevées, soit de 30 à 35 °C et pour le traitement du filtrat de la filière solide du traitement des eaux usées municipales (M&EA, 2014). Vu que le procédé anammox n'enlève pas de la DCO, la plupart des recherches sur le traitement du lixiviat par anammox utilisent cette technologie en combinaison avec d'autres procédés pour l'enlèvement de

la DCO. Un enlèvement de 68 % de N_t a été réalisé en utilisant un traitement par nitrification partielle, anammox et dénitrification tout en simultanément à une température de 30 à 33 °C (Wang et al., 2010). Un enlèvement de 13 % de N_t par anammox a été obtenu pour le traitement du lixiviat vieilli dilué avec des eaux usées municipales quand anammox était la dernière étape de traitement après un réacteur UASB et le traitement anoxie/aérobie avec de l'oxygène limité (Wu et al., 2016). Cependant, les concentrations de 100 à 340 mg DCO/L peuvent inhiber le procédé anammox (Wu et al., 2016). Aussi, une inhibition de 50 % est notée aux concentrations élevées des métaux lourds dissous, soit de 4,2 mg/L du cuivre (Cu), 7,6 mg Zn/L, 11,2 mg/L du cadmium (Cd) ou 48,6 mg/L de nickel (Ni; Li et al., 2015).

La nitrification/dénitrification est la méthode la plus utilisée pour l'enlèvement de N_t des eaux usées municipales et industrielles. Normalement, 10 à 30 % de N_t est enlevé par la croissance de la biomasse bactérienne et le reste est enlevé par la dénitrification. La nitrification est un procédé biologique aérobie qui transforme NH_4 en NO_x . La dénitrification est un procédé biologique anoxie qui transforme les NO_3 ou NO_2 en N_2 . La dénitrification peut être réalisée dans les bassins « pré-anoxies », qui sont situés en amont des bassins aérés avec une recirculation interne pour ramener les NO_x pour dénitrification, ou dans les bassins « post-anoxies », qui suivent directement les bassins aérés. La dénitrification pré-anoxie est normalement choisie, car la dénitrification est plus rapide qu'en post-anoxie. Il est possible de faire la nitrification et la dénitrification en simultanément sous les conditions aérobies, mais les résultats varient. Certaines études ont démontré des enlèvements de N_t jusqu'à 90 % quand le système était opéré à de faibles concentrations d'oxygène dissous (OD), soit de 0,5 mg O_2 /L. Si la dénitrification est effectuée sous les conditions anoxies, la présence d'OD aux faibles concentrations, comme 0,2 mg O_2 /L, peut nuire à la dénitrification (M&EA, 2014). La dénitrification utilise de la matière organique, donc sa carence peut aussi nuire à la dénitrification. Cependant, les concentrations en DBO_5 plus faibles que 9 mg O_2 /L semblent toujours de permettre la dénitrification du lixiviat vieilli. La dénitrification du lixiviat vieilli a démontré les enlèvements de NO_3 au-dessus de 95 % quand il y avait une recirculation du lixiviat et à une température de 30 °C. Ceci était équivalent à un enlèvement de 33 à 135 mg $NO_3-N L^{-1} d^{-1}$ (Cerminara et al., 2020).

Il faut toujours privilégier la dénitrification complète des NO_x . L'azote passe par plusieurs formes lors de la dénitrification, de NO_3 à NO_2 à monoxyde d'azote (NO) à oxyde nitreux (N_2O) à N_2 . Si

la dénitrification est incomplète, la transformation peut terminer avec la production de N_2O , qui est un gaz à effet de serre (M&EA, 2014).

2.6 Filtres plantés

Les technologies passives et efficaces pour le traitement du lixiviat ont été sujettes à des recherches au cours des dernières années, y compris pour le traitement du lixiviat par les MF, les FP, les champignons et la phytoremédiation. Les FP constituent une technologie hybride entre les systèmes naturels, soit des MF, et les technologies conventionnelles et intensives comme les filtres biologiques aérés (*biological aerated filter*, BAF) et les LB.

Les MF ont été beaucoup étudiés pour le traitement des eaux usées depuis les années 1990 (Kadlec & Wallace, 2009). Ils sont des bioréacteurs composés de média filtrant, des plantes et des communautés de microorganismes. Les MF sont utilisés pour le traitement de différents types d'eaux usées, y compris le lixiviat (Nivala et al., 2007). Ils sont des systèmes complexes avec plusieurs mécanismes d'enlèvement qui fonctionnent en simultané. Les eaux usées sont traitées par des mécanismes physiques, comme la filtration, la décantation et l'adsorption, par des mécanismes biologiques bactériens, comme la nitrification et la dénitrification, et par les plantes, qui absorbent des métaux et des nutriments, qui réduisent le débit d'effluent par évapotranspiration et qui peut relâcher de l'OD par les racines. Les MF offrent de bonnes EE pour le traitement du lixiviat : soit de 45 – 60 % de la DCO, 60 – 80 % de la DBO_5 , 50 – 70 % des MES, 65 – 90 % de N_t , 50 – 100 % de NH_4 et 85 % du fer pour le traitement du lixiviat vieilli dilué par la pluie et la neige ou par la dilution avec l'eau propre (Bakhshoodeh et al., 2020; Bulc, 2006; Kadlec & Zmarthie, 2010; Nivala et al., 2007; Silvestrini et al., 2019).

Il y a plusieurs types de MF, y compris des MF surfaciques et sous-surfaciques. Les marais naturels ont un écoulement surfacique et la plupart des MF utilisés pour le traitement des eaux usées ont un écoulement sous-surfacique. Les MF sous-surfaciques peuvent avoir un écoulement horizontal, vertical ou combiné. Les MF sous-surfaciques peuvent être aérés ou non. Les EE typiques pour les différents types de MF pour le traitement du lixiviat sont présentées au Tableau 2.4. Les MF sous-surfaciques sont les mieux adaptés pour le traitement des eaux usées en climat froid, car l'eau est protégée de l'air ambiant, qui permet un maintien de la température de l'eau à traiter au-dessus

du point de congélation même quand la température de l'air est inférieure de $-26\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Nivala et al., 2007).

Tableau 2.4 EE typiques pour les différents types de MF

Type de MF	TRH (d)	EE (%)				Références
		DCO	DBO ₅	N _t	NH ₄	
Surfacique	1 – 15	45 ± 36	81 ± 17	82	70	1
Horizontal, sans aération	1 – 30	55 ± 25	60 ± 17	72	67	1
Horizontal, avec aération	70	35 à 60	88 à 97	nd	93 – 98	2 ^a
Vertical, sans aération	1 – 10	59 ± 22	80 ± 13	88	67	1
Vertical, avec aération	9	nd	99	40	99	3 ^b
Combiné, sans aération	1 – 30	56 ± 23	72 ± 28	67 ± 28	69 ± 27	2

Quand seulement une valeur est présentée, cette valeur est la moyenne

nd : non disponible

^a : EE varient selon la saison; ^b : Traitement des eaux usées municipales, et ne pas du lixiviat

1 : (Bakhshoodeh et al., 2020)

2 : (Nivala et al., 2007)

3 : (Nivala et al., 2019)

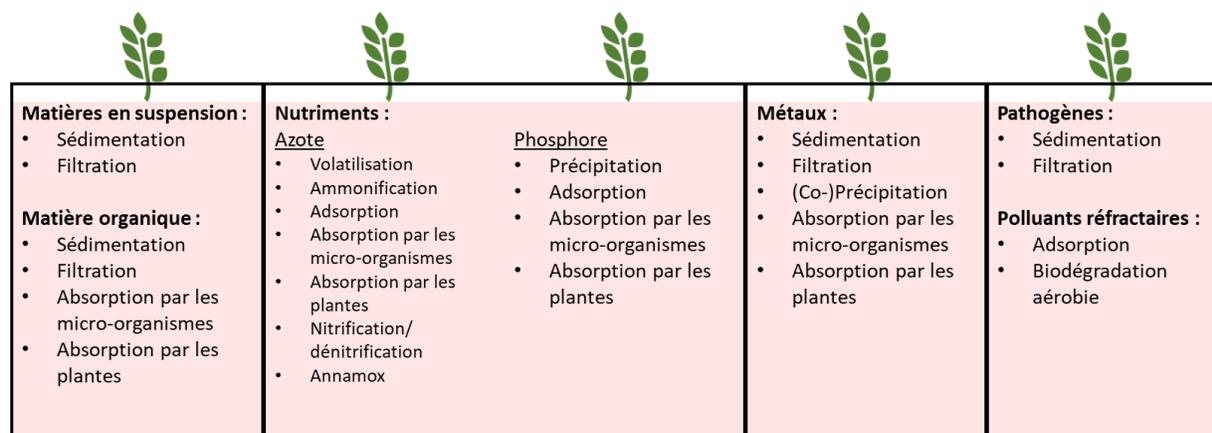
Le traitement du lixiviat par les LB a été discuté ci-dessus dans la section 2.3.2.1. Les BAF sont des réacteurs biologiques submergés qui sont opérés au flux ascendant ou descendant et qui sont aérés par des pompes soufflantes. Le média dans les BAF supporte la croissance de la biomasse fixée et permet la filtration des MES. Des études sur le traitement du lixiviat par les BAF et les FP ont été réalisées mais typiquement comme les procédés post-traitement ou de polissage (Chen et al., 2019; Lévesque et al., 2017).

2.6.1 Mécanismes d'enlèvement

Les contaminants dans le lixiviat sont enlevés par les FP par plusieurs mécanismes d'enlèvement qui se passe tout en simultané. Les mécanismes d'enlèvement dans les FP sont environ les mêmes que dans les MF. Un survol des mécanismes d'enlèvement typiques qui sont en fonction dans les FP est présenté à la Figure 2.2.

Les MES sont les matières particulaires organiques ou inorganiques qui se trouvent en suspension dans le lixiviat. L'enlèvement des matières particulaires est souvent réalisé par les mécanismes physiques comme la sédimentation et la filtration. Selon le contaminant, d'autres mécanismes d'enlèvement peuvent aussi contribuer. L'enlèvement physique reste assez stable dans les FP, mais l'aération peut remettre en suspension certains contaminants autrement enlevés. Le colmatage des FP peut éventuellement se produire par l'accumulation des MES, mais plusieurs études conduites

sur des termes de trois à cinq ans n'ont pu observer de signes de colmatage (Kadlec & Wallace, 2009; M&EA, 2014).



<p>Matières en suspension :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sédimentation • Filtration <p>Matière organique :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sédimentation • Filtration • Absorption par les micro-organismes • Absorption par les plantes 	<p>Nutriments :</p> <p><u>Azote</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Volatilisation • Ammonification • Adsorption • Absorption par les micro-organismes • Absorption par les plantes • Nitrification/dénitrification • Annamox <p><u>Phosphore</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Précipitation • Adsorption • Absorption par les micro-organismes • Absorption par les plantes 	<p>Métaux :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sédimentation • Filtration • (Co-)Précipitation • Absorption par les micro-organismes • Absorption par les plantes 	<p>Pathogènes :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sédimentation • Filtration <p>Polluants réfractaires :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Adsorption • Biodégradation aérobie
---	---	---	--

Figure 2.2 Mécanismes d'enlèvement des contaminants dans les FP. Inspiré de (Boutin, 2021)

La matière organique est habituellement mesurée par la DCO ou par la DBO₅. La DCO totale (T_{DCO}) peut être séparée entre les parties biodégradable ou non-biodégradable, ou aussi entre les parties particulaire (X_{DCO}), colloïdale et soluble. La DCO biodégradable et soluble est considérée comme rapidement biodégradable. La DCO biodégradable et colloïdale est considérée comme lentement biodégradable. La DCO biodégradable et particulaire est considérée d'être très lentement biodégradable. La matière organique particulaire est enlevée principalement par les mécanismes physiques, comme pour les MES, soit par la sédimentation et la filtration. La matière organique particulaire peut aussi être solubilisée en matière organique soluble ou colloïdale. La matière organique biodégradable et soluble ou colloïdale est enlevée biologiquement par les microorganismes et par l'absorption par les plantes, et elle est transformée en CO₂ ou CH₄. La matière organique non-biodégradable et soluble ou colloïdale peut être précipitée, mais souvent elle n'est simplement pas enlevée par les FP (Langergraber et al., 2019).

Les nutriments présents dans le lixiviat sont de l'azote et du phosphore. L'azote se trouve sous les formes de l'azote total Kjeldahl (NTK) et des NO_x. Le NTK inclut les formes de l'azote organique (N-org) et le NH₄. Les FP peuvent enlever l'azote par volatilisation, ammonification, adsorption, absorption par les plantes, absorption par les microorganismes pour leur croissance de la biomasse et par nitrification/dénitrification ou anammox. La nitrification est souvent la plus efficace dans les MF à écoulement vertical avec aération forcée et est encore plus efficace dans les FP (Kadlec & Wallace, 2009; Langergraber et al., 2019). La nitrification est souvent l'étape

limitante pour l'enlèvement de l'azote en conditions froides. La nitrification consomme de l'alcalinité, 7,14 g $\text{CaCO}_3/\text{g NH}_4\text{-N}$ nitrifié et peut rapidement abaisser le pH si l'alcalinité est limitée dans le système. La dénitrification, cependant, produit de l'alcalinité, 3,57 g $\text{CaCO}_3/\text{g NO}_3\text{-N}$ dénitrifié en N_2 . Ceci peut réduire la quantité d'alcalinité qui doit être ajoutée pour éviter les abaissements du pH pendant l'ensemble des processus de nitrification et dénitrification (M&EA, 2014). Il faut vérifier que des quantités excessives en alcalinité ne soient pas ajoutées aux FP, car l'excès de CaCO_3 peut augmenter les risques de colmatage. Le NH_4 peut aussi être toxique pour les plantes dans les concentrations au-dessus de 300 mg N/L, selon le pH, car c'est réellement le NH_3 qui est toxique. Afin de réduire ces concentrations, une recirculation interne de l'eau traitée peut être nécessaire (Kadlec & Wallace, 2009; Langergraber et al., 2019).

Le phosphore dans le lixiviat peut se trouver sous forme particulaire, colloïdale ou soluble. Le phosphore soluble est présent sous la forme des orthophosphates (o-PO_4). Seulement les o-PO_4 sont biodisponibles aux microorganismes et aux plantes, le phosphore particulaire ou colloïdal devant d'abord être hydrolysé en o-PO_4 . Le reste du phosphore est enlevé par précipitation ou adsorption. Les o-PO_4 sont enlevés par absorption par des microorganismes pour la croissance de leur biomasse ou par absorption par les plantes. Le phosphore est normalement en carence dans le lixiviat, alors l'ajout de o-PO_4 est souvent requis (Christensen et al., 2005).

Les métaux sont présents dans le lixiviat sous forme particulaire ou soluble. Les métaux particuliers peuvent être enlevés par les mécanismes physiques. De faibles concentrations de certains métaux solubles sont enlevées par l'absorption par les microorganismes pour leur croissance de la biomasse (M&EA, 2014). Les métaux solubles sont aussi enlevés par absorption par les plantes, mais la capacité d'absorption dépend du métal et de l'espèce de plante. Des concentrations trop élevées en métaux peuvent devenir toxiques aux plantes. Certains métaux peuvent être enlevés par précipitation ou coprécipitation, comme le fer avec les o-PO_4 (Langergraber et al., 2019).

D'autres contaminants d'intérêt pour enlèvement par les FP du lixiviat incluent les pathogènes, les polluants réfractaires comme les composés phénoliques et les micropolluants comme les produits pharmaceutiques, les produits de soin corporel, les pesticides et les substances per- et polyfluoroalkylées. Les pathogènes sont souvent enlevés par les mécanismes physiques comme la

sédimentation et la filtration. Les polluants réfractaires sont souvent enlevés par adsorption ou par biodégradation par les microorganismes aérobies.

2.6.2 Plantation des filtres

La présence des plantes dans les MF ou les FP peut contribuer à l'efficacité du traitement de plusieurs façons. La présence des plantes permet de créer un environnement favorable pour la croissance de la biomasse bactérienne et des microorganismes qui font la plupart du traitement biologique. Comme mentionné ci-dessus, les plantes peuvent aussi absorber certains contaminants comme les nutriments et les métaux, mais l'enlèvement des contaminants est seulement considéré si les plantes sont récoltées, sinon leur éventuelle dégradation va retourner ces contaminants au FP et à l'eau. Les plantes les plus utilisées dans les FP pour le traitement du lixiviat sont des *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Chrysopogon zizanoides*, ou différentes espèces des genres *Glyceria*, *Eleocharis* et *Scirpus*. Ces plantes sont connues pour leur tolérance aux pH variables, à la salinité, aux températures extrêmes et aux conditions saturées (Bakhshoodeh et al., 2020). Certaines plantes, comme les saules du genre *Salix*, ont de grands taux d'évapotranspiration, qui peut aussi réduire le débit d'effluent produit par les FP (Langergraber et al., 2019). Les saules ont aussi de bonnes EE des contaminants du lixiviat, soit de 90 – 100 % de la DBO₅, des MES, du NH₄ et des composés phénoliques et 40 % du zinc lors du traitement du lixiviat vieilli par les plantations du saule (Barbeau, 2018). Les *Salix miyabeana* 'SX67' (saules) et les *Sporobolus michauxianus* (spartines) ont démontré une tolérance au lixiviat jeune avec une croissance de leur biomasse quand elles ont été alimentées avec du lixiviat jeune brut, où les spartines ont aussi démontré une évapotranspiration plus forte que celui des saules (Frédette, 2019). Malgré que ces plantes aient bien toléré l'alimentation par du lixiviat jeune, il faut noter que le lixiviat contient plusieurs contaminants qui sont toxiques aux plantes aux concentrations élevées comme le NH₄, les métaux, les sels et d'autres composés toxiques (Langergraber et al., 2019).

2.7 Déficit de connaissances

Cette étude a permis l'approfondissement des connaissances dans plusieurs domaines d'intérêt pour le traitement du lixiviat des LET. Premièrement, cette étude se concentre sur le traitement accompli par un traitement hybride peu étudié pour le traitement du lixiviat, soit les FP. Deuxièmement, ce travail se focalise sur le traitement du lixiviat jeune alors que plusieurs études

sur le traitement du lixiviat par les technologies hybrides ou passives utilisent le lixiviat vieilli ou ne spécifient pas l'âge du lixiviat utilisé. Troisièmement, les plantes utilisées dans cette étude sont peu étudiées pour le traitement du lixiviat et pour les FP. Les spartines commencent à être utilisées dans les MF, mais encore leur utilisation pour le traitement du lixiviat est peu étudiée.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

3.1 Lieu d'enfouissement technique

Le lixiviat utilisé dans cette étude a été échantillonné du LET de Waste Management (WM) à Sainte-Sophie, Québec, localisé à 50 km nord-ouest du système pilote expérimental qui a été situé à l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) au Jardin botanique de Montréal. Le lixiviat a été échantillonné de deux places différentes sur le site de WM. Pour la période d'octobre 2020 à mai 2021, le lixiviat a été échantillonné au Point 1 sur la Figure 3.1, en amont du bassin d'accumulation. À partir de juin 2021, le lixiviat a été échantillonné au Point 2, en amont du RBS car c'était un échantillonnage plus simple, plus rapide et plus représentatif de ce qui est traité par le RBS. Le lixiviat du Point 2 a été tamisé au LET en aval du bassin d'accumulation à 0,8 mm pour l'enlèvement des matières particulières grossières accumulées dans le bassin, comme les morceaux de plantes. Une photo des matières enlevées du lixiviat par le tamisage en aval du bassin d'accumulation est présentée à l'Annexe A, Figure A1. Le TRH du bassin d'accumulation a été de 30 à 40 jours (Locas, communication personnelle, 1 juin 2022). Ce changement a aussi permis une stabilisation des caractéristiques du lixiviat, ce qui est présenté à la section 4.1.

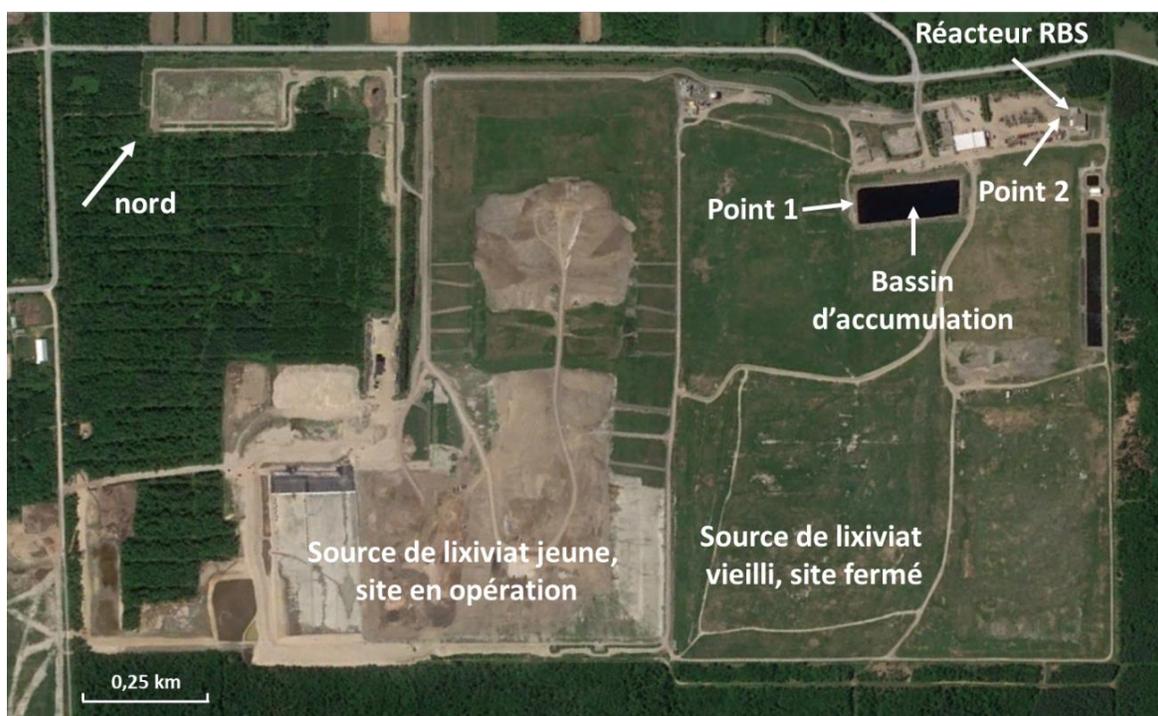


Figure 3.1 Vue aérienne de LET de WM à Sainte-Sophie, Québec. Données cartographiques (<https://bit.ly/3NiDaA7>). © 2022 par Google. Reproduit avec permission.

Ce LET produit du lixiviat vieilli et du lixiviat jeune. En été, le lixiviat jeune est traité par RBS et le lixiviat vieilli est traité par étang aéré ou, depuis récemment, par une plantation expérimentale de saules. En hiver, le lixiviat vieilli est mélangé avec le lixiviat jeune et les deux sont traités ensemble par RBS. Ce mélange représente typiquement 30 % de lixiviat vieilli et 70 % de lixiviat jeune (Török, 2021). Le lixiviat mélangé était toujours utilisé dans cette étude, mais est appelé du lixiviat jeune dans ce mémoire (Locas, communication personnelle, 1er juin 2022).

3.2 Dispositif expérimental et conditions d'opération

Cinq FP à l'échelle pilote, chacun ayant un volume saturé de 430 L, ont été installés en parallèle dans une serre située à l'IRBV sur le site du Jardin botanique de Montréal à Montréal, Québec (45°33'39.2" nord, 73°34'18.5" ouest), comme illustré à la Figure 3.2. Les conditions dans la serre ont été contrôlées et la température et l'humidité relative ont été mesurées toutes les minutes par un capteur Damatex. La température moyenne quotidienne a été contrôlée entre 15 et 35 °C à l'aide de radiateurs et de ventilateurs et l'humidité relative moyenne quotidienne a varié entre 20 et 65 %. L'évolution de la température et de l'humidité relative dans la serre est présentée à l'Annexe B, Figure B1. Des lampes de 400 watts de type CAN 400 AL, avec une intensité de $710 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ par lampe, ont été utilisées à la serre afin de garantir que les plantes recevaient un minimum de huit heures de lumière (du soleil ou des lampes) par jour. Le lixiviat a été gardé dans un réservoir réfrigéré de 1 200 L entre 2 et 9 °C. Le réservoir n'était pas étanche à l'air et le lixiviat a été mélangé lors du refroidissement, ce qui se produisait au moins une fois par jour pendant les périodes les plus chaudes.

Le système a été opéré pendant 42 semaines. Dans ce mémoire, les résultats présentés et discutés sont ceux de l'étude du fonctionnement du système pendant les 28 premières semaines. Pendant ces 28 semaines, 17 campagnes d'échantillonnage ont eu lieu : cinq campagnes d'échantillonnage du 21 octobre au 30 novembre 2020 (une fois par semaine, sauf la semaine du 16 novembre) et 12 campagnes d'échantillonnage du 9 mars au 17 août 2021 (toutes les deux semaines). Le système a été opéré pendant un autre 14 semaines, jusqu'au 23 novembre 2021. Cette période d'opération n'est pas discutée dans ce mémoire car elle est le sujet du mémoire de maîtrise d'un autre étudiant. Le système a été démonté entre le 1^{er} et le 6 décembre 2021.

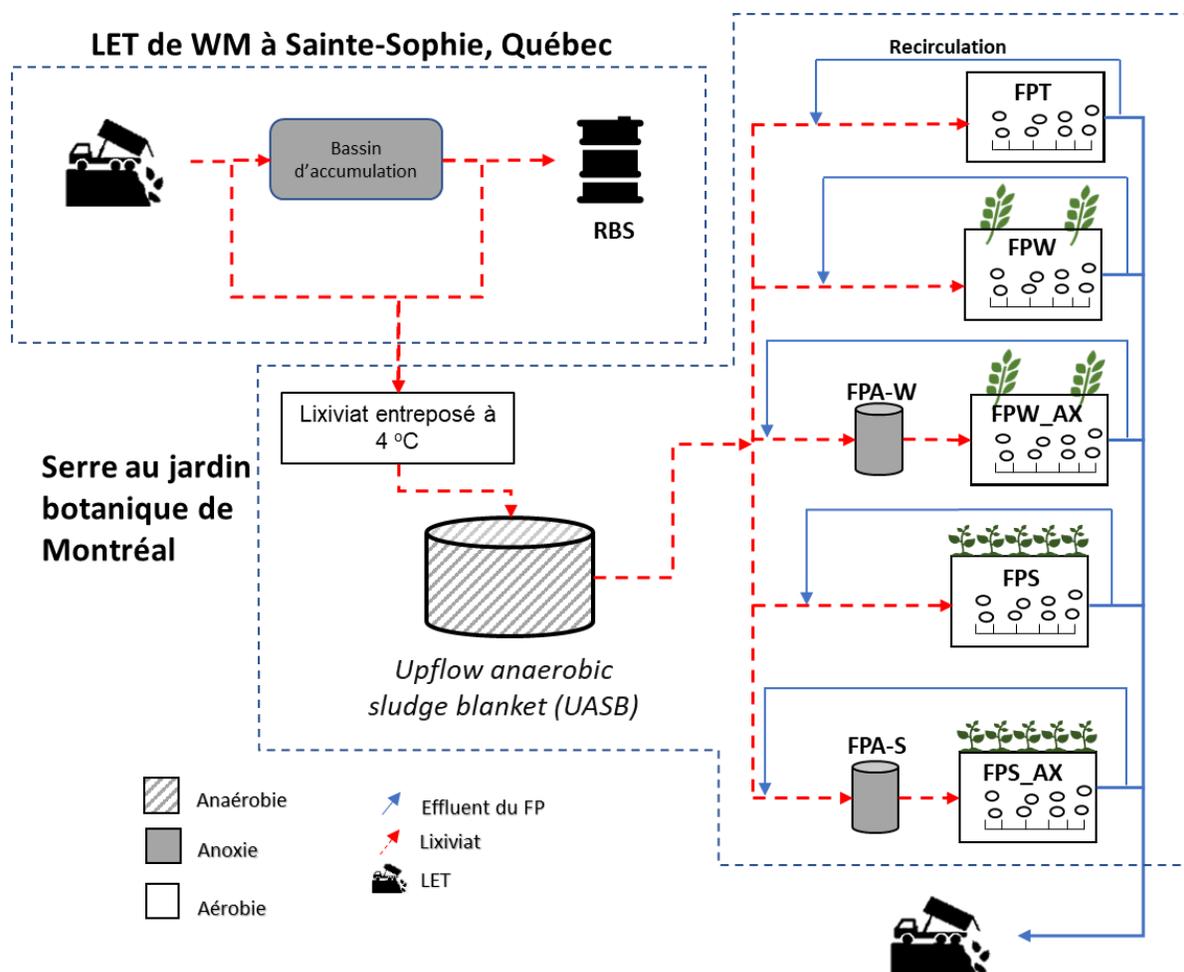


Figure 3.2 Schéma d'écoulement du système pilote

La nomenclature des réacteurs est présentée au Tableau 3.1. Toutes les huit heures, le lixiviat a été pompé du réservoir réfrigéré vers le réacteur UASB, qui avait un volume de 60 L, afin de réduire la concentration en fer. Pour chaque FP, une partie de l'effluent a été recirculée et mélangée avec l'effluent d'UASB et ensuite alimentée dans le FP. Pour FPW_AX et FPS_AX, ce mélange est d'abord passé par un FPA pour la dénitrification avant d'être alimenté dans le FP. Dans les autres trois FP, le mélange a été collecté dans un seau en plastique et ensuite alimenté dans le FP. La partie des effluents du FP qui n'a pas été recirculée a été collectée dans des seaux en plastique. L'effluent collecté a été analysé ou retourné au LET pour être traité et rejeté là-bas. Les régimes d'alimentation pour chaque réacteur sont présentés au Tableau 3.1.

Tableau 3.1 Abréviations des réacteurs et volumes et régimes d'alimentations associés

Réacteur		Débit d'affluent ¹ moy. ± éc. typ. (n)	Alimentations moy. ± éc. typ. (n)	Temps entre les bâchées	Temps de pompage	Taux de recirculation (Q _R /Q)
Nom	Abréviation	L/d	bâchées/d	h:min	min	
Prétraitement UASB	UASB	51,0 ± 6,2 (20)	2,47 ± 0,90 (72)	7:45	15	N/A ²
Filtre planté témoin	FPT	7,0 ± 1,7 (14)	2,90 ± 0,53 (184)	8:00	0,75	0,94 ± 0,43 (14)
Filtre planté aux saules	FPW	7,8 ± 1,2 (14)	2,78 ± 0,72 (171)	8:00	0,75	0,73 ± 0,22 (14)
Filtre planté aux spartines	FPS	6,6 ± 1,9 (14)	2,87 ± 0,57 (163)	8:00	0,75	0,98 ± 0,57 (14)
Filtre planté aux saules, avec filtre pré-anoxie	FPW_AX	8,1 ± 1,5 (16)	2,87 ± 0,52 (125)	8:00	0,75	0,74 ± 0,21 (16)
Filtre planté aux spartines, avec filtre pré-anoxie	FPS_AX	7,3 ± 2,0 (14)	2,76 ± 0,72 (140)	8:00	0,75	0,76 ± 0,25 (14)
Filtre pré-anoxie en amont du FPW_AX³	FPA-W	8,1 ± 1,5 (16)	2,87 ± 0,52 (125)	7:57	3,5	0,74 ± 0,21 (16)
Filtre pré-anoxie en amont du FPS_AX³	FPA-S	7,3 ± 2,0 (14)	2,76 ± 0,72 (140)	7:57	3,5	0,76 ± 0,25 (14)

¹Le débit d'affluent a été calculé en multipliant le volume d'affluent alimenté dans le réacteur pendant une alimentation par le nombre d'alimentations par jour. La valeur utilisée pour ce dernier a été obtenue à partir des données des débitmètres pendant la période en question (soit automne 2020, mars à mai 2021 ou juin à août 2021). Plus d'informations sur les débitmètres se trouvent à la section 3.2.5.

²Le réacteur UASB était mélangé par recirculation interne avec un débit d'environ 0,5 L/min en continu qui a commencé 15 minutes après chaque alimentation et qui a arrêté 30 minutes avant chaque alimentation. Ceci a donné environ 7 h/d de mélange par recirculation pour ce réacteur.

³Le débit d'affluent, le nombre d'alimentations par jour et le taux de recirculation ont été considérés identiques pour les filtres pré-anoxies et leur filtre planté associé.

3.2.1 Conception des réacteurs

La conception des systèmes utilisés dans cette expérience a été réalisée à partir des caractéristiques de lixiviat déterminées au cours des études précédentes. Les valeurs de conception utilisées et les valeurs mesurées dans le lixiviat pour cette étude sont présentées au Tableau 3.2. La valeur de conception pour la DCO a été déterminée selon une valeur moyenne de 3 100 mg/L pour la période de juillet à octobre 2018, arrondie à 3 500 mg/L afin d'ajouter un certain facteur de sécurité. Les valeurs de conception pour la DBO₅ et le NH₄ sont les moyennes des valeurs mesurées pour le lixiviat pour la période de juillet à octobre 2018. Les valeurs de conception pour le fer total et dissous ont été déterminées selon les moyennes des valeurs mesurées dans le lixiviat utilisé pour les essais préliminaires en 2019 (Frédette, 2019). Les concentrations en DCO ont été principalement utilisées pour la conception des réacteurs. Les méthodes d'analyse utilisées pour déterminer ces valeurs sont présentées dans la section 3.6.1.

Tableau 3.2 Valeurs de conception et moyennes et écarts types des caractéristiques du lixiviat

Paramètre	Unités	Valeur de conception	Valeur, expérience moyenne \pm écart type	% différence entre les moyennes
DCO	mg/L	3 500	1 600 \pm 590	54 %
DBO₅	mg/L	2 000	200 \pm 180	90 %
NH₄	mg N/L	900	640 \pm 280	25 %
Fer total	mg/L	49	7,7 \pm 4,0	84 %
Fer dissous	mg/L	16	2,1 \pm 1,3	87 %

3.2.2 Prétraitement

Afin d'éviter l'accumulation de précipité du fer dans les FP dû à l'aération (Nivala et al., 2007), un réacteur UASB de 60 L a été installé en amont des FP. Le régime d'alimentation pour l'UASB est présenté au Tableau 3.1. Ce réacteur a été conçu selon le débit requis par les FP et selon la concentration en DCO du lixiviat avec une charge massique de 95 \pm 48 g DCO/d (n=10), un TCO de 1,6 \pm 0,8 kg DCO m⁻³ d⁻¹ (n=10) et un TRH en fût vide de 28 h. Les détails de la conception du réacteur UASB, y compris les dimensions du réacteur, un schéma d'écoulement détaillé et une photo du réacteur, sont présentés à l'Annexe C.1, Tableau C1 et Figures C1 et C2.

Le réacteur UASB a été initialement inoculé le 23 octobre 2020 avec 15 L du lixiviat et 35 L des boues granulaires anaérobies provenant du réacteur UASB de la fromagerie Agropur à Notre-Dame-du-Bon-Conseil, Québec. Les caractéristiques de ces boues sont présentées au

Tableau 3.3. Les méthodes d'analyse utilisées pour déterminer ces valeurs sont présentées à la section 3.6.1. Un total de 1,8 kg de solides totaux (ST) a été ajouté à l'UASB par inoculation. Le système a été arrêté pendant 13 semaines entre novembre 2020 et mars 2021. Pendant cette période, l'UASB a été vidé et les boues ont été entreposées à 4 °C dans un réfrigérateur à la serre. En mars 2021, l'UASB a été encore inoculé avec 50% des boues entreposées et 50% du lixiviat.

Tableau 3.3 Caractéristiques des boues granulaires anaérobies

Paramètre	Unités	Valeur
		Moyenne ± écart type (n)
T _{Dco}	g/L	28,5 ± 0,4 (3)
NH ₄	mg N/L	149 ± 8 (6)
o-PO ₄	mg P/L	38 ± 3 (6)
ST	g/L	50 ± 2 (3)
Siccité	%	5,0 ± 0,2 (3)

3.2.3 Filtres pré-anoxies

Les FPA dénitrifiants ont été installés en amont du FPW_AX et FPS_AX. Les FPA ont été des réacteurs de type colonne ayant un volume saturé de 12 L chacun. Ils ont été remplis avec du gravier granitique ayant un diamètre de 10 à 20 mm. Le gravier a été rincé afin d'enlever le limon et le sable avant d'être mis dans les FPA. Les FPA n'ont pas été inoculés. Les régimes d'alimentation des FPA sont présentés au Tableau 3.1. Les FPA ont été conçus selon les taux de charges appliqués en NO_x, provenant de la recirculation de l'effluent des FP. Le TRH en fût vide des FPA a été de 37 h et le TRH des vides a été de 16 h. Le débit de recirculation des FP a été de 6,4 ± 0,1 L/d (n=16) pour FPW_AX et 6,4 ± 0,5 L/d (n=14) pour FPS_AX. Le taux de charge volumique en NO_x a été de 270 ± 80 g NO_x-N m⁻³ d⁻¹ (n=13) pour FPA-W et 280 ± 90 g NO_x-N m⁻³ d⁻¹ (n=11) pour FPA-S. Les détails de la conception des FPA, y compris les dimensions des réacteurs et un schéma et une photo d'un FPA, sont présentés à l'Annexe C.2, Tableau C2 et Figure C3.

3.2.4 Filtres plantés

Les FP consistent en des cuves de polyéthylène à haute densité ayant un volume saturé de 430 L. Les FP ont été remplis avec du gravier granitique rincé de diamètre de 10 à 20 mm et de 20 à 40 mm, tel que présenté à la Figure 3.3. Les régimes d'alimentation des FP sont présentés au Tableau 3.1. Quand le système a été monté, le gravier rincé a été ajouté par couches de 15 cm d'épaisseur et a été compacté doucement en place avec la surface plate du bas d'un seau en

plastique. Après l'installation du système d'aération, de l'eau propre a aussi été ajoutée après chaque couche de 15 cm et le système d'aération a été démarré à chaque fois afin de valider le fonctionnement du système d'aération tout au long du remplissage du FP. Les photos du remplissage du FP avec le gravier sont présentées à l'Annexe C.3, Figure C4.

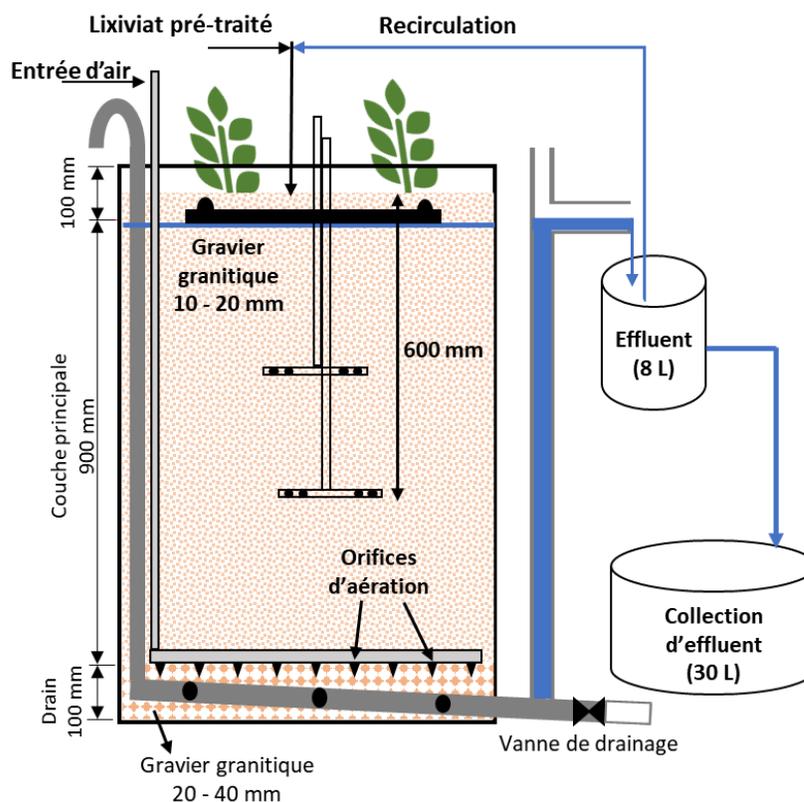


Figure 3.3 Schéma de FP

Les FP ont été conçus selon les contraintes pour le traitement des eaux usées domestiques par MF à écoulement vertical avec aération intensive et remplis de gravier granitique de 8 à 16 mm présentés dans le guide allemand pour le traitement des eaux (DWA, 2017). Les FP ont eu un TRH théorique en fût vide de 60 d, un TRH théorique des vides de 30 d, un TCH de $16 \pm 4 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (n=72), un TCO de $21 \pm 11 \text{ g DCO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (n=69) et un taux de charge volumique en NTK de $13 \pm 7 \text{ g NTK-N m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (n=36).

Des plantes matures des saules *Salix miyabeana* 'SX67' et des spartines *Sporobolus michauxianus* ont été cultivées dans les pots dans un sol de tout usage de type tourbe-perlite de la marque Berger avant d'être incorporées aux FP. Les plantes ont été ajoutées, avec la motte de terre autour des racines, dans les FP cinq semaines avant que l'alimentation avec du lixiviat ne commence. Deux

plants de saule ont été installés dans FPW et deux autres dans FPW_AX. Cinq plants de spartine ont été installés dans FPS et cinq autres dans FPS_AX. Les plants avaient une hauteur d'environ 0,5 à 1,0 m quand ils ont été installés dans les FP. Les photos de taille des plants lors de leur installation dans les FP sont présentées à l'Annexe C.3, Figure C5. Ces espèces ont été choisies en raison de leur tolérance au climat nordique, à la salinité du lixiviat et aux conditions saturées de FP (Frédette, 2019). Pendant les cinq semaines avant l'alimentation avec du lixiviat, les FP ont été remplis avec de l'eau du robinet et aérés occasionnellement afin de limiter les odeurs causées par les conditions anaérobies. Les saules et les spartines témoins ont été cultivés dans les pots avec le même type de sol sous les mêmes conditions de température dans la serre, ont été fertilisés tous les deux jours avec des engrais 15-5-15 ou 19-2-19 N-P-K de la marque PlantProd et ont été irrigués avec l'eau du robinet.

Les FP ont été inoculés avec de la liqueur mixte du RBS du LET de WM à Sainte-Sophie qui traite le lixiviat. L'inoculation des FP a été réalisée à deux reprises : le 21 octobre 2020 (au début de la saison d'opération en 2020) et le 13 mars 2021 (au début de la saison d'opération en 2021). Les caractéristiques de la liqueur mixte sont présentées au Tableau 3.4. Le temps de rétention des boues (TRB) du RBS était d'environ 40 jours en 2020 et entre 30 et 80 jours en 2021. Les concentrations de la DCO à l'affluent de RBS étaient, en moyenne, 3 090 mg/L en 2020 et 1 610 mg/L en 2021. Les concentrations de la DBO₅ à l'affluent de RBS étaient, en moyenne, de 930 mg/L en 2020 et 395 mg/L en 2021. Les valeurs pour 2021 tiennent compte seulement des mois de mars à août, quand les mesures de DCO et DBO₅ ont été prises pour cette étude. Il faut noter que les valeurs de la DCO et DBO₅ ont beaucoup varié en 2021 à l'affluent de RBS, de 560 à 3 100 mg DCO/L avec une valeur médiane de 1 600 mg DCO/L et de 13 à 1 100 mg DBO₅/L, avec une valeur médiane de 320 mg DBO₅/L.

Tableau 3.4 Caractéristiques de liqueur mixte aérobie ayant servi d'inoculum

Paramètre	Unité	Liqueur mixte, aérobie	
		Moyenne ± écart type (n)	
		2020-10-22	2021-03-18
T _{Dco}	g/L	8,0 ± 0,1 (3)	7,0 ± 0,0 (6)
MES	g/L	7,9 ± 0,6 (3)	5,7 ± 0,0 (3)
MVES	g/L	5,5 ± 0,4 (3)	4,5 ± 0,0 (3)
MVES/MES	g/g	0,70 ± 0,00 (3)	0,78 ± 0,00 (3)
Siccité	%	1,4 ± 0,0 (3)	1,2 ± 0,0 (3)

MVES : matières volatiles en suspension

En 2020, le FPT a été inoculé avec 30 % de la liqueur mixte, 30 % du lixiviat et 40 % de l'eau du robinet, pour un total de 395 g MES. Les FP plantés ont été inoculés avec 15 % de la liqueur mixte, 50 % du lixiviat et 35 % de l'eau du robinet, dû à un volume limité de la liqueur mixte. Les FP plantés ont été inoculés avec un total de 198 g MES chacun. Lors de la plantation des FP plantés, la motte de terre a été gardée au tour des racines, ce qui a ajouté environ 5 kg de MES aux FPW et FPW_AX et environ 3 kg de MES aux FPS et FPS_AX, selon une masse volumique sèche de sol de 0,2 g/mL (<https://www.miraclegro.com/en-ca>). Il est estimé que les racines n'ont pas ajouté une quantité importante de matière particulaire par rapport au sol.

Entre les saisons d'opération en 2020 et 2021, l'aération des FP a été arrêtée, une recirculation interne à un débit constant de 500 mL/min a été poursuivie et la température de la serre a été réduite à 5 à 15 °C. Tous les cinq FP ont été fertilisés cinq fois (le 7, 10 et 18 décembre 2020 et le 8 janvier et 8 février 2021) pour favoriser la croissance des plantes et pour avoir une fertilisation égale dans tous les FP. Les FP ont été fertilisés avec 170 g d'engrais 15-5-15 ou 19-2-19 N-P-K dilués en 10 L d'eau de robinet. En mars 2021, tous les cinq FP ont été inoculés encore avec 20 % de la liqueur mixte de RBS et 80 % de liquide qui a été déjà dans les FP, qui a ajouté 174 g MES à chaque FP.

3.2.4.1 Système d'aération

Au cours de l'étude, les FP ont été aérés en continu par des pompes HIBLOW HP 80 qui ont fourni un débit d'air de $8,7 \pm 0,8 \text{ m}^3/\text{h}$ ($n=15$). L'air passait à travers des systèmes d'aération et à travers le FP avec un débit de $2,5 \pm 0,2 \text{ m}^3/\text{h}$ ($n=3$) qui a été mesuré dans le FPT. Cela a été mesuré à l'aide d'un grand sac de vidange en plastique déposé au-dessus du FPT pour mesurer le volume d'air capturé dans le sac pendant une période d'aération connue. Cette différence en débit d'air est possiblement due à la pression hydrostatique d'environ 9,8 kPa sur le système d'aération situé au fond du FP. Les détails de la conception du système d'aération, y compris les dimensions, un schéma et une photo du système d'aération, sont présentés à l'Annexe C.4, Tableau C3 et Figures C6 et C7. L'OD a été mesuré à trois hauteurs (surface, 1/3 de profondeur, 2/3 de profondeur) toutes les deux semaines pour confirmer des concentrations d'OD similaires dans les FP pendant l'expérience. Les concentrations d'OD étaient de $7,8 \pm 1,4 \text{ mg O}_2/\text{L}$ ($n=230$) pendant toute l'expérience et ont été similaires à toutes les hauteurs.

L'efficacité de transfert d'oxygène a été mesurée pour chaque FP trois fois pendant l'expérience par la détermination du coefficient global de transfert d'oxygène (k_{LA}), afin de vérifier que chaque

FP recevait une aération similaire (ASCE, 2007). Le premier test a été réalisé avec le système d'aération installé dans un réservoir de FP rempli seulement avec de l'eau propre. Le deuxième test a été réalisé avec de l'eau propre dans le FP prêt à être démarré, avec le gravier et les plantes, s'il y en avait, mais avant l'alimentation en lixiviat. Le troisième test a été réalisé avec de l'eau propre dans le FP après la saison d'opération 2020. Les détails de méthodologie des essais k_{La} sont présentés à l'Annexe D.1.

3.2.4.2 Systèmes d'alimentation et de collecte

Une alimentation verticale sous conditions saturées a été mise en œuvre avec une alimentation à haut débit pendant une courte période. Le système d'alimentation, avec quatre trous distribués sous la surface du FP, a permis de créer une couche uniforme sur la surface du FP pendant l'alimentation. Le système de collecte, qui a été installé à 10 cm du fond du FP avec un angle léger, a permis de collecter le plus uniformément possible l'effluent du filtre. Les détails de la conception des systèmes d'alimentation et de collecte, y compris les dimensions des conduites et des schémas, sont présentés à l'Annexe C.5, Tableau C4 et Figure C8.

Afin de déterminer le comportement hydraulique des FP, deux essais de traçage de type pulses ont été réalisés. Le premier a été réalisé avant le début de l'expérience et seulement dans le FPT. Pour cet essai, 1,51 g de fluorescéine dilué dans 250 mL d'eau déminéralisée a été injecté dans le FPT à un moment précis (Kadlec & Wallace, 2009). Le FPT a été alimenté en continu avec de l'eau de robinet à un débit de 0,35 L/min. Un total de 49 échantillons a été prélevé pendant 50 h par un autoéchantillonneur ISCO 6712, à différents intervalles afin de bien suivre le changement de concentration en fonction du temps. Les échantillons récupérés ont été analysés par spectrophotomètre Genesys 10S UV-Vis.

En juillet 2021, un deuxième essai de traçage a été réalisé dans chacun des cinq FP en exploitation par l'injection pulsée de 4,44 g de bromure (Br^-) préparé à partir du bromure de potassium (KBr) dilué dans 225 mL d'eau déminéralisée par le système d'alimentation du FP entre deux bûchées d'alimentation (Sanche, 2013). Le bromure a été préféré, à la place de la fluorescéine, à cause de la couleur rouge-brun jusqu'à noir du lixiviat qui aurait pu avoir créé des interférences avec la couleur de la fluorescéine. Pour la première semaine de ce deuxième essai, un échantillon a été récupéré par jour. Ensuite, trois échantillons ont été prélevés par semaine jusqu'à ce qu'il ne reste pratiquement plus de traceur à l'effluent. La concentration de traceur a été mesurée par

chromatographie ionique (*ionic chromatography*, IC). Les échantillons ont été pris de l'effluent récupéré dans les seaux en plastique et le poids d'eau dans les seaux a été mesuré afin de déterminer la masse du traceur sortie pendant chaque période du temps.

L'écoulement dans les FP a été analysé à la suite du deuxième essai de traçage en utilisant les calculs suivants. Le TRH moyen observé (t_a) dans les FP a été calculé selon l'Équation 3.1 (Fogler, 2006) :

$$t_a = \int_0^{\infty} tE(t) dt \quad (3.1)$$

où $E(t)$ est la fonction de distribution des temps de séjour calculée selon l'Équation 3.2 (Fogler, 2006) :

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t) dt} \quad (3.2)$$

où $C(t)$ est la concentration du traceur à l'effluent avec temps. Les intégrales ont été approximées en utilisant la méthode de l'aire d'un trapèze. La variance de la distribution des temps de séjour (σ^2) a été calculée selon l'Équation 3.3 (Fogler, 2006) :

$$\sigma^2 = \int_0^{\infty} (t - t_M)^2 E(t) dt \quad (3.3)$$

où le temps de rétention modal (t_M) était déterminé comme le moment où la concentration maximale normalisée (C/C_0) est sortie à l'effluent (Argaman, 1964) et où C_0 était la masse du traceur injecté divisé par le volume du liquide dans le FP. Le temps de rétention médian (t_h) ainsi que le temps que 10 % et 90 % du traceur soient sortis à l'effluent (t_{10} et t_{90}) ont été calculés à partir de la fonction F qui a été calculée selon l'Équation 3.4 (Fogler, 2006) :

$$F(t) = \int_0^t E(t) dt \quad (3.4)$$

où $F(t_h) = 0,5$, $F(t_{10}) = 0,1$ et $F(t_{90}) = 0,9$. L'indice de Morril (IM), aussi appelé l'indice de dispersion, a été calculé selon l'Équation 3.5 et l'efficacité volumique (EV) a été calculée selon l'Équation 3.6 (M&EA, 2014).

$$IM = \frac{t_{90}}{t_{10}} \quad (3.5)$$

$$EV = \frac{1}{IM} \times 100\% \quad (3.6)$$

L'efficacité de déplacement (ED) a été déterminée comme le t_a normalisé, calculé selon l'Équation 3.7 (Argaman, 1964).

$$ED = \frac{t_a}{TRH} \quad (3.7)$$

3.2.5 Pompage et systèmes de contrôle

Plusieurs systèmes de contrôle intégré et externe ont été utilisés afin d'assurer le fonctionnement du système. Le réacteur UASB a été alimenté par une pompe péristaltique Masterflex qui avait son propre système de programmation. Le mélange d'effluent d'UASB et de la recirculation des FP a aussi été réalisé à l'aide de pompes péristaltiques Masterflex. Pour les systèmes avec FPA, ce mélange a été pompé à travers le FPA et l'effluent des FPA a été récupéré dans les seaux en plastique. Pour les systèmes sans FPA, ce mélange a été pompé directement dans les seaux en plastique. Les pompes centrifuges, utilisées pour l'alimentation des FP, n'étaient pas programmables. Les pompes ont donc été branchées électriquement à travers un relais équipé d'un microcontrôleur Arduino afin de contrôler les périodes d'alimentation.

Afin de confirmer que l'alimentation avait bien lieu aux heures prévues et pour les durées et les débits approximatifs prévus, les débitmètres contrôlés par les unités Arduino (Figure 3.4) ont été installés où le liquide passait dans les tuyaux près de chaque pompe. Les débits mesurés n'étaient pas précis, mais ont permis de vérifier qu'il ne manquait pas de liquide. En effet, s'il manquait de liquide pendant une alimentation, le débit mesuré était plus faible que normal, par exemple à 1 L/min au lieu de 6 L/min. L'unité Arduino sauvegardait les données des débitmètres sur une microcarte SD chaque seconde quand il y avait un signal, c'est-à-dire quand il y avait du liquide qui passait dans les tuyaux et à travers le débitmètre.

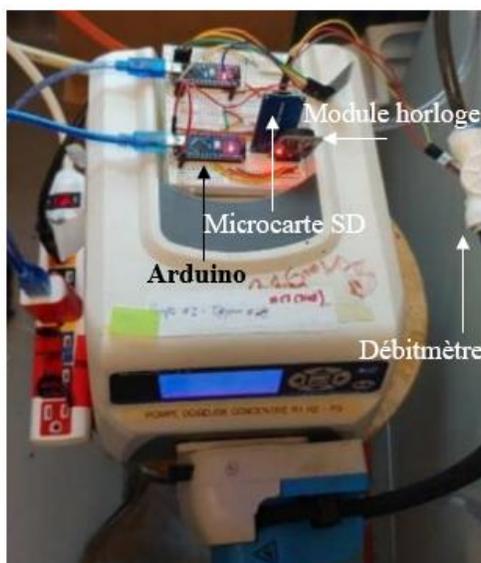


Figure 3.4 Photo d'un système de contrôle Arduino (déposé au-dessous d'une pompe péristaltique) pour les débitmètres (à droite dans la photo; Boutin, 2021)

3.3 Démontage du système

Le système a été démonté en décembre 2021. Un échantillon homogène des contenus du réacteur UASB a été prélevé. Les FPA ont été lavés avec de l'eau de robinet pendant le démontage afin de récupérer la biomasse faiblement attachée qui s'était développée dans les FPA. Le liquide du FPA et le liquide de lavage ont été mélangés et un échantillon homogène a été prélevé pour chaque FPA.

Les FP ont été démontés un à la fois. Premièrement, tout le liquide dans le FP a été récupéré par la valve de drainage, vue dans la Figure 3.3, par pompage dans un baril. Ensuite, pour tous les FP sauf le FPT, les plantes et leurs mottes de racines et de sol ont été enlevées. La partie aérienne a été séparée des racines et la biomasse sèche de chaque partie a été déterminée. Les racines ont été aussi analysées pour leur contenu en métaux totaux (fer, bore, zinc, cuivre, manganèse, et nickel). Les méthodes d'analyse utilisées sont expliquées à la section 3.6.3. Il faut noter qu'une partie des racines des spartines de FPS a été lavée directement dans le FP et ensuite à l'extérieur du FP. Les racines des toutes les autres plantes ont été lavées hors des FP. Pendant le démontage du FP, le gravier a été lavé à chaque 10 cm avec de l'eau de robinet afin d'enlever la biomasse faiblement attachée qui s'était développée. Un échantillon a été prélevé de chaque baril de liquide récupéré, puis un échantillon composé selon le volume respectif de chaque baril a été prélevé. Les échantillons de l'UASB, des FPA et les échantillons composés pour les FP ont été analysés pour la T_{DCO} , la DCO filtrable (CS_{DCO}), les MES, les matières volatiles en suspension (MVES), le NTK,

le NH₄, les NO_x, le P_i, les o-PO₄ et pour le fer total et le bore (B) total. L'échantillon du réacteur UASB a aussi été analysé pour le soufre total. Les échantillons des barils individuels du démontage des FP ont été analysés pour la T_{DCO}, la CS_{DCO}, les MES et les MVES. Les méthodes d'analyse utilisées afin de mesurer ces valeurs sont décrites à la section 3.6.1.

3.3.1 Accumulation des contaminants

Pour les FPA et les FP, vu que les systèmes ont été rincés avec de l'eau propre, la concentration et la masse des contaminants accumulés dans le système ont été calculées selon l'Équation 3.8 :

$$C_{\text{réacteur}} \text{ (mg/L)} = \frac{C_{\text{dém}} \times V_{\text{dém}}}{V_{\text{réacteur}}} \quad (3.8)$$

où $C_{\text{réacteur}}$ était la concentration de contaminant accumulé dans le réacteur (mg/L), $C_{\text{dém}}$ était la concentration de contaminant dans l'échantillon du démontage (mg/L), $V_{\text{dém}}$ était le volume récupéré lors du démontage (L), $V_{\text{réacteur}}$ était le volume du liquide normalement dans le réacteur (L) et $C_{\text{dém}} \times V_{\text{dém}}$ était la masse de contaminant accumulé dans le réacteur (mg). Pour les FP, le $V_{\text{dém}}$ pour les échantillons des barils individuels était le volume du baril et le $V_{\text{réacteur}}$ est estimé être 1/3 du volume du liquide normalement dans un FP. Pour l'échantillon composé des barils, le $V_{\text{dém}}$ était le volume de tous les barils et le $V_{\text{réacteur}}$ était le volume du liquide dans un FP.

3.4 Bilan hydrique

Les bilans hydriques ont été réalisés pour les réacteurs UASB et les FP au moins une fois en 2020 et toutes les deux semaines en 2021. Les débitmètres ont été utilisés afin de vérifier le nombre d'alimentations par jour. Les débits d'affluent et d'effluent des réacteurs ont été déterminés par poids lors d'un événement d'alimentation. Les seaux pesés et le moment où ils ont été pesés sont décrits au Tableau 3.5. Le poids d'effluent des FP a été pesé 30 minutes après l'alimentation du FP afin de laisser le maximum d'effluent sortir du FP. L'effluent a été pesé à nouveau lors de l'échantillonnage toutes les deux semaines, qui a permis de mesurer tout l'effluent récupéré pendant 24 heures ou trois alimentations, car peu d'effluent a été récupéré après une alimentation, soit d'environ $1,4 \pm 0,7$ L. La mesure en litres a été calculée selon l'Équation 3.9.

$$\text{Mesure (L/bâchée)} = (\text{Poids 1 (kg/bâchée)} - \text{Poids 2 (kg/bâchée)}) \times \frac{L}{kg} \quad (3.9)$$

Tableau 3.5 Poids mesurés pendant une période d'alimentation du système afin de déterminer bilan hydrique

Réacteur	Seau pesé	Poids 1	Poids 2	Mesure
UASB	Seau d'affluent	Après remplissage avec lixiviat du réservoir réfrigéré	Après alimentation du UASB	$V_{\text{aff,PT}}$
	Seau d'effluent	5 minutes après la fin d'alimentation du UASB	Avant alimentation du UASB	$V_{\text{eff,PT}}$
FP	Seau de mélange	Après remplissage avec lixiviat prétraité et recirculation	5 minutes après alimentation du FP	$V_{\text{aff,FP}} + V_{\text{recirc}}$
	Seau d'effluent	30 minutes après alimentation du FP	Avant alimentation du FP	$V_{\text{eff,FP}}$

Les bilans hydriques ont été calculés de deux façons, d'abord en utilisant une estimation de l'évapotranspiration à l'aide d'un facteur de santé des plantes (Équation 3.10) et deuxièmement en calculant la totalité d'eau perdue par un bilan massique sur les SF (Équation 3.16). La première méthode a calculé le bilan hydrique comme :

$$\text{Bilan hydrique (\%)} = (Q_{\text{eff}} + ET_c + Q_{\text{eau,aér}}) / (Q_{\text{lix}}) \times 100\% \quad (3.10)$$

où Q_{eff} était le débit d'effluent du réacteur (L/d), ET_c était l'évapotranspiration ou l'évaporation pour le FPT (L/d), $Q_{\text{eau,aér}}$ était le débit d'eau perdue par aération (L/d) et Q_{lix} était le débit d'affluent au réacteur (L/d). Le débit d'eau perdue par aération a été estimé en posant l'hypothèse que l'air est entré dans le FP à l'humidité relative de la serre et que l'air est sorti du FP à 100% saturation d'eau, selon l'Équation 3.11 :

$$Q_{\text{eau,aér}} \left(\frac{L}{d} \right) = (\text{teneur en eau maximale de l'air} - \text{teneur en eau actuelle de l'air}) \times Q_{\text{aér}} \left(\frac{L}{d} \right) \quad (3.11)$$

où la teneur en eau maximale de l'air a été déterminée selon la température de l'air dans la serre en utilisant les valeurs du Tableau 3.6. La teneur en eau actuelle de l'air a été déterminée en utilisant les données d'humidité relative dans la serre avec l'Équation 3.12 :

$$\text{Teneur en eau actuelle de l'air} = \frac{\text{Humidité relative (\%)}}{100 \%} \times \text{teneur en eau maximale de l'air} \quad (3.12)$$

où $Q_{\text{aér}}$ était le débit d'air qui passe à travers le filtre planté, soit de $2,5 \pm 0,2 \text{ m}^3/\text{h}$, tel que présenté à la section 3.2.4.1.

Tableau 3.6 Teneur en eau maximale de l'air à différentes températures

Température °C	Teneur en eau max g/m ³
0	4,89
5	6,82
10	9,39
15	12,8
20	17,3
30	30,4
40	51,1

Le réacteur UASB n'était pas ouvert à l'atmosphère et il n'y a pas eu d'eau perdue par évaporation ni par aération. Pour le FPT, l'évaporation a été estimée d'être égale à l'évaporation du bac (Allen et al., 1998) mesuré dans un seau blanc rempli avec de l'eau de robinet à la serre. L'évapotranspiration pourrait avoir été calculée comme la différence entre Q_{lix} et la somme de Q_{eff} et $Q_{eau,aér}$ calculés par des méthodes expliquées ci-dessus, mais pour ce faire les bilans seront estimés d'être tous à 100 %. Afin de calculer le bilan indépendamment, il a fallu estimer l'évapotranspiration des plantes d'une autre façon. Alors, pour ce faire, l'évapotranspiration (ET_c) des plantes dans les FP a été estimée à partir de l'évaporation du bac avec l'ajout d'un facteur de santé de plante, selon l'Équation 3.13 :

$$ET_c = ET_0 \times K_c \times \text{facteur de santé de plante} \quad (3.13)$$

où :

$$ET_0 = K_{pan} \times E_{pan} \quad (3.14)$$

où E_{pan} (mm/d) était l'évaporation du bac et une valeur de K_{pan} de 0,6 a été utilisée (Allen et al., 1998) à cause de l'humidité et de la ventilation modérées à l'emplacement du seau. Des valeurs de K_c utilisées ont été de 4,3 pour les saules (Frédette et al., 2019b) et 4,5 pour les spartines (Benli et al., 2006). Le facteur de santé de plante a été déterminé selon l'Équation 3.15 :

$$\text{Facteur de santé de plante} = \frac{\text{Nombre de plantes vivantes dans le FP}}{\text{Nombre de plantes totales dans le FP}} \times \frac{\text{Fluorescence de la chlorophylle dans les plantes de FP}}{\text{Fluorescence de la chlorophylle dans les plantes témoins}} \quad (3.15)$$

La méthode d'analyse de la fluorescence de la chlorophylle mesurée dans les plantes de FP et dans les plantes témoins est expliquée dans la section 3.6.3.

Comme le facteur de santé de plante a été développé pour cette étude, il a été souhaité de confirmer ce calcul du bilan hydrique par une autre méthode, cette fois-ci selon un bilan massique sur les SF. Cette méthode est basée sur l'hypothèse que les débits massiques des SF à l'affluent et à l'effluent

sont égaux et que le changement en concentration entre l'affluent et l'effluent serait dû à la perte d'humidité par l'aération et l'évaporation ou l'évapotranspiration selon la présence ou l'absence des plantes. Cette méthode a été calculée le bilan hydrique selon l'Équation 3.16 :

$$Bilan\ hydrique\ (\%) = (Q_{eff} + Q_{perte\ d'eau}) / (Q_{lix}) \times 100\% \quad (3.16)$$

où $Q_{perte\ d'eau}$ (L/d) a été calculé selon l'Équation 3.17 :

$$Q_{perte\ d'eau} = Q_{lix} - (Q_{lix} \times SF_{lix}) / SF_{eff} \quad (3.17)$$

où SF_{lix} et SF_{eff} étaient les concentrations en SF à l'affluent et à l'effluent (mg/L), respectivement. Si les deux méthodes donnaient des résultats similaires, il a été accepté que le calcul d'évapotranspiration par facteur de santé de plantes a été acceptable et représentatif.

3.5 Bilans massiques

Les bilans massiques ont été calculés sur la T_{DCO} , le N_t , le P_t et le fer total pour le réacteur UASB et sur la T_{DCO} et le P_t pour les FP. Le bilan sur l'azote pour les FP a été estimé être à 100 % afin d'estimer la dénitrification dans les FP.

Le bilan massique pour un contaminant a été calculé selon l'Équation 3.18 :

$$\% \text{ bilan} = \frac{M_{sortie}}{M_{entrée}} \times 100\% \quad (3.18)$$

où M_{sortie} était la masse de contaminant sortie du réacteur et $M_{entrée}$ était la masse de contaminant entrée dans le réacteur. Pour les FP, le « réacteur » est considéré d'inclure les FPA quand ils ont eu lieu.

M_{sortie} a été calculé selon l'Équation 3.19 pour la T_{DCO} , selon l'Équation 3.20 pour l'azote, et selon l'Équation 3.21 pour le phosphore et le fer (Barker & Dold, 1995).

$$M_{sortie,DCO} = M_{DCO,eff} + M_{DCO,accum} + M_{DCO,oxy} + M_{DCO,dénit} \quad (3.19)$$

$$M_{sortie,N} = M_{N,eff} + M_{N,accum} + M_{N,dénit} \quad (3.20)$$

$$M_{sortie,P\ ou\ Fe} = M_{eff} + M_{accum} \quad (3.21)$$

La masse des contaminants à l'effluent (M_{eff}) a été calculée selon l'Équation 3.22 :

$$M_{eff} = \sum (C_{eff} \times Q_{eff} \times d) \quad (3.22)$$

où C_{eff} était la concentration du contaminant mesurée à l'effluent (mg/L), Q_{eff} était le débit d'effluent mesuré pendant les bilans hydriques (L/d) et d était le nombre de jours que le réacteur était sous ces conditions (d). Cette période était normalement entre deux échantillonnages (normalement 7 jours en automne 2020 et 14 jours en printemps et été 2021). Pour les bilans de masse sur l'azote, la concentration est la somme des concentrations de NTK et NOx.

La masse des contaminants accumulée dans le réacteur (M_{accum}) a été calculée selon l'Équation 3.23 :

$$M_{accum} = V \times C_{accum} \quad (3.23)$$

où V était le volume du liquide dans le réacteur (L) et C_{accum} était la concentration (mg/L) du contaminant mesurée dans l'échantillon homogène des contenus du réacteur pris en août 2021 pour la T_{DCO} et le fer pour le réacteur UASB et au démontage du système en décembre 2022 pour l'azote et le phosphore pour le réacteur UASB et pour les bilans massiques pour les FP.

La masse de la DCO oxydée ($M_{DCO,oxy}$) a été estimée à zéro pour le réacteur UASB car cela a été opéré en anaérobie. Cela a été aussi estimé à zéro pour les FP car elle est estimée d'être négligeable comparé aux autres masses de la DCO dans le calcul.

La masse de la DCO dénitrifiée ($M_{DCO,dénit}$) a été estimée à zéro pour le réacteur UASB. Pour les FP, cela a été calculé selon l'Équation 3.24, selon l'hypothèse que les nitrates dans le système ont été complètement dénitrifiés à N_2 (Barker & Dold, 1995).

$$M_{DCO,dénit} = 2,86 \times M_{N,dénit} \quad (3.24)$$

La masse de l'azote dénitrifiée dans les FP a été calculée selon l'Équation 3.29, présentée dans la section 3.5.1. La masse de l'azote dénitrifiée dans le réacteur UASB a été estimée à être zéro.

$M_{entrée}$ a été calculé selon l'Équation 3.25 pour tous les contaminants :

$$M_{entrée} = M_{aff} + M_{inoc} \quad (3.25)$$

La masse des contaminants à l'affluent (M_{aff}) a été calculée selon l'Équation 3.26 :

$$M_{aff} = \sum (C_{aff} \times Q_{aff} \times d) \quad (3.26)$$

où C_{aff} était la concentration du contaminant mesurée à l'affluent (mg/L), Q_{aff} était le débit d'affluent mesuré pendant les bilans hydriques (L/d) et d était le nombre de jours que le réacteur

était sous ces conditions (d). Cette période a été normalement entre deux échantillonnages (normalement 7 jours en automne 2021 et 14 jours en été 2022).

La masse des contaminants introduite dans le réacteur pendant l'inoculation (M_{inoc}) a été calculée selon l'Équation 3.27 pour le réacteur UASB et l'Équation 3.28 pour les FP.

$$M_{inoc,UASB} = V_{lix} \times C_{lix} + V_{boues} \times C_{boues} \quad (3.27)$$

où V_{lix} et V_{boues} étaient les volumes de lixiviat et des boues introduites dans le réacteur par inoculation (L) et C_{lix} et C_{boues} étaient les concentrations de contaminant dans le lixiviat et les boues utilisées pour l'inoculation (mg/L). Le calcul a été fait seulement pour l'inoculation en octobre 2020, car l'inoculation en printemps 2021 est estimée avoir simplement réintroduit la même quantité des contaminants dans le réacteur UASB qu'il avait quand il soit vidé.

$$M_{inoc,FP} = V_{lix} \times C_{lix} + V_{LM,1} \times C_{LM,1} + V_{LM,2} \times C_{LM,2} \quad (3.28)$$

Pour les FP, V_{lix} et $V_{LM,1}$ étaient les volumes de lixiviat et de liqueur mixte introduits dans le réacteur par inoculation (L) et C_{lix} et $C_{LM,1}$ étaient les concentrations de contaminant dans le lixiviat et la liqueur mixte utilisées pour l'inoculation (mg/L) pour l'inoculation en octobre 2020. $V_{LM,2}$ et $C_{LM,2}$ étaient le volume de liqueur mixte introduit dans le réacteur (L) et la concentration de contaminant dans la liqueur mixte utilisée (mg/L) quand la liqueur mixte a été ajoutée au FP en printemps 2021.

3.5.1 Dénitrification dans les filtres plantés

La dénitrification dans les FP a été calculée en posant l'hypothèse que le bilan d'azote serait à 100 % et donc que la masse d'azote entrée dans le réacteur serait la même que la masse d'azote sortie du réacteur. La masse d'azote entrée dans le FP a été calculée selon l'Équation 3.25, où M_{aff} était calculé selon l'Équation 3.26 et M_{inoc} était calculé selon l'Équation 3.27. C_{aff} , C_{lix} , $C_{LM,1}$ et $C_{LM,2}$ étaient calculés comme la somme des concentrations de NTK et NOx. Ensuite, la masse de l'azote dénitrifié était calculée selon l'Équation 3.29 :

$$M_{N,dénit} = M_{N,sortie} - M_{N,eff} - M_{N,accum} \quad (3.29)$$

où $M_{N,sortie}$ était égale à la masse d'azote entrée dans le FP, $M_{N,eff}$ était calculé selon l'Équation 3.22 et $M_{N,accum}$ était calculé en utilisant l'Équation 3.23 avec les concentrations de N-org, NH_4 et NOx

mesurées lors du démontage des FP. La concentration en N-org a été estimée en posant l'hypothèse qu'il y avait 13 g N-org/g MVES mesuré lors du démontage.

3.5.2 Volatilisation de l'azote ammoniacal

La perte d'azote par la volatilisation de NH_3 gazeux a été calculée en utilisant la loi d'Henry. Premièrement, le pourcentage du NH_4 présent sous forme de NH_3 gazeux a été calculée selon l'Équation 3.30 :

$$\text{NH}_3 (\%) = \frac{100}{1 + [\text{H}^+]/K_a} \quad (3.30)$$

où $[\text{H}^+]$ est la concentration en H^+ déterminée par la mesure de pH et K_a est la constante d'équilibre de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ (M&EA, 2014). Deuxièmement, la fraction molaire d'azote ammoniacal qui est volatilisée (y_e) en mol NH_3 /mol air a été calculée selon la loi d'Henry par l'Équation 3.31 :

$$y_e = \frac{H}{P_T} \times C_0 \quad (3.31)$$

où H est la constante de Henry pour le NH_3 , P_T est la pression totale qui a été présumé d'être 1 atm et C_0 est la fraction molaire d'azote ammoniacal dans le liquide d'affluent du FP, soit l'effluent d'UASB (M&EA, 2014). Le C_0 était calculé selon l'Équation 3.32 :

$$C_0 = \frac{n_{\text{NH}_3}}{n_{\text{H}_2\text{O}} + n_{\text{NH}_3}} \quad (3.32)$$

où n_{NH_3} était le nombre de moles de NH_3 par L dans l'affluent et $n_{\text{H}_2\text{O}}$ était le nombre de moles d'eau par L dans l'affluent (M&EA, 2014). La masse d'azote volatilisée a été calculée à partir de y_e en utilisant le débit d'air passant à travers le FPT, soit de 2,5 m³/h, et la loi des gaz idéaux.

3.6 Méthodes d'échantillonnage et d'analyse

3.6.1 Échantillons liquides

Les échantillons liquides composés ont été pris des effluents des réacteurs après trois alimentations (24 heures) une fois par semaine du 21 octobre au 30 novembre 2020, sauf la semaine du 16 novembre et ensuite toutes les deux semaines du 9 mars au 17 août 2021. En 2021,

l'échantillonnage des réacteurs a toujours été effectué la semaine après l'échantillonnage du lixiviat de WM à Sainte-Sophie.

La journée d'échantillonnage du lixiviat de WM, un échantillon du lixiviat restant au réservoir réfrigéré a été prélevé et analysé le lendemain pour la T_{DCO} . Un échantillon du nouveau lixiviat a aussi été prélevé et analysé le lendemain pour les concentrations en T_{DCO} , NH_4 , $o-PO_4$ et K. Ces échantillons ont été utilisés afin de déterminer la dégradation de la matière organique dans le réservoir de stockage, les besoins d'alcalinité pour la nitrification, et les concentrations en $o-PO_4$ et K avant l'ajout de sel de phosphate. À cause des carences en alcalinité, du bicarbonate de sodium ($NaHCO_3$) a été ajouté au lixiviat à partir d'avril 2021. À cause des carences de phosphore, à partir du mai 2021, du dihydrogénophosphate de potassium (KH_2PO_4) a été ajouté au réservoir réfrigéré du lixiviat à la serre. Ceci a aussi provoqué une légère augmentation de l'alcalinité. L'ajout de $NaHCO_3$ a été arrêté à la mi-mai 2021 à cause des pH élevés dans le lixiviat à la suite de l'ajout de KH_2PO_4 . La nomenclature utilisée lors des essais au laboratoire et un résumé des analyses liquides réalisées pour chaque réacteur sont présentés à l'Annexe E, Tableaux E1 et E2.

Les paramètres suivants ont été déterminés conformément à APHA et al. (2017) : la T_{DCO} , la CS_{DCO} , la X_{DCO} (*Standard Method*, SM 5220) et la DCO flocculée et filtrée (S_{DCO} , SM 5220; Mamais & Jenkins, 1992), la DBO_5 (SM 5210B), les ST, les SF, les MES, les MVES, les matières inorganiques en suspension (MIES) et la siccité (SM 2540); l'alcalinité (Alc, SM 2320), le pH (SM 4500-H+), l'OD (SM4000-O H), l'ORP (SM 2580) et l'EC (SM 2510). La CS_{DCO} a été estimée être la même que la DCO colloïdale et soluble. La X_{DCO} a été calculée en soustrayant la CS_{DCO} de la T_{DCO} . La DCO colloïdale a été calculée en soustrayant la S_{DCO} de la CS_{DCO} . La S_{DCO} a été estimée être la même que la DCO soluble. L'OD a été mesuré à trois hauteurs dans les FP, soit à la surface, à 1/3 de sa profondeur et à 2/3 de sa profondeur.

Pendant la saison 2021, il est arrivé que, pendant le remplissage des bouteilles de DBO_5 , la concentration initiale en OD descendait jusqu'à 3 mg O_2/L en moins d'une heure pour les échantillons du lixiviat, de l'effluent du prétraitement et de l'effluent des FPA. Cet effet est probablement dû aux concentrations élevées en fer et en manganèse sous forme réduite (Fe^{2+} et Mn^{2+}) dans ces échantillons. Afin de régler ce problème, les échantillons ont été aérés pour oxyder le fer et le manganèse avant d'être embouteillés. L'échantillon (dilué, s'il y avait de dilution à faire) a été mis dans un erlenmeyer et mis sous agitation par barreau magnétique. Un aérateur de type

roche poreuse a été installé au fond de l'erenmeyer et une pompe à air ou l'air comprimé du laboratoire a été utilisé pour l'aération. L'aération a duré assez longtemps pour obtenir une concentration d'oxygène dissous d'au moins 7 mg O₂/L. L'aération a duré entre 3 et 40 minutes pour le lixiviat, entre 3 et 25 minutes pour l'effluent du réacteur UASB et entre 1 et 10 minutes pour l'effluent des FPA. Le changement de couleur causé par aération des échantillons pour l'analyse de la DBO₅ est présenté à l'Annexe E, Figure E1. La T_{DCO} a été mesurée sur l'échantillon aéré et le résultat obtenu a été utilisée pour calculer le ratio T_{DCO}/DBO₅. Les analyses de la DBO₅ réalisées le 12 mai 2021 et le 6 juillet au 17 août 2021 ont donné un changement de la concentration en OD dans les témoins abiotiques de 0,2 à 0,4 mg O₂/L. Ceci dépasse la limite suggérée de 0,2 mg O₂/L (SM 5210B; APHA et al., 2017). Cependant, les mesures de DBO₅ déterminées pour ces dates ont été toujours considérées comme utilisables car les concentrations en DBO₅ des échantillons ont suivi les tendances observées avec le temps.

Le NTK et le P_t ont été déterminés conformément à l'analyse TOTNUT-E3516 du Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MOE, n.d.). Pour faire ces analyses, les échantillons ont été digérés avec de l'acide borique et du peroxydisulfate de potassium et soumis au rayonnement UV, puis analysés par un appareil Skalar (Bureau Veritas, communication personnelle, 6 mai 2022). Les composés phénoliques ont été mesurés conformément à MA404 par la méthode de colorimétrie 4-AAP (CEAEQ, 2012) et les coliformes fécaux ont été mesurés conformément à MA700 (CEAEQ, 2014). Ces paramètres (NTK, P_t, composés phénoliques et coliformes fécaux) ont été mesurés par Bureau Veritas (Saint-Laurent, Québec, H4T 1P5).

Les anions (F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, Br⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, o-PO₄³⁻) et les cations (Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca³⁺) ont été mesurés conformément à MA300-Ions (CEAEQ, 2020) par IC (ICS 5000 AS-DP DIONEX Thermo Scientific; Centre de recherche, développement et validation des technologies et procédés de traitement des eaux-Polytechnique Montréal, Montréal, Québec, H3T 1J5).

Les métaux totaux et les métaux dissous ont été déterminés conformément à la norme EPA 200.7 (U.S. EPA, 1994). Pour les métaux totaux, les échantillons liquides ont été acidifiés avec de l'acide nitrique (HNO₃) 5 N à un pH inférieur à 2, puis ils ont été laissés à température pièce pour 24 heures. Pour les métaux dissous, les échantillons liquides ont été filtrés sur un filtre en cellulose ayant une taille de pores de 0,45 µm. Ensuite, les échantillons filtrés ont été acidifiés avec HNO₃ 5 N suivant la même procédure que celle mentionnée précédemment. Après les 24 heures à

température pièce, tous les échantillons ont été filtrés à l'aide d'un filtre à seringue en PTFE avec une taille de pores de 0,45 µm. Le fer, le zinc et le cuivre dans les échantillons ont été analysés par spectroscopie d'absorption atomique (*atomic adsorption spectroscopy*, AAS; Perkin Elmer PinAAcle 900F; Laboratoire de Géochimie Polytechnique Montréal, Montréal, Québec, H3T 1J5) et le bore dans les échantillons a été analysé par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (*inductively coupled plasma mass spectrometry*, ICP-MS; Perkin Elmer NexION 300x, isotope de bore 11; Laboratoire de chimie-Université de Montréal, Montréal, Québec, H2V 0B3).

À la fin de l'expérience, une analyse du soufre total a été réalisée sur le contenu du réacteur UASB. Un volume connu de l'échantillon a été déposé dans un bol métallique et a été chauffé au four à 105 °C jusqu'à l'évaporation complète de l'eau. Ensuite, les parois du bol ont été grattées puis rincées avec de l'eau déminéralisée afin d'enlever toute la matière particulaire collée sur les parois. Le bol a été remis au four à 105 °C, encore une fois, jusqu'à l'évaporation complète de l'eau. Ensuite, le bol a été refroidi et toute matière particulaire a été grattée du bol et pesée. Cette poudre a été ensuite analysée par LECO CS744 (Laboratoire de Géochimie Polytechnique Montréal, Montréal, Québec, H3T 1J5) afin de mesurer sa teneur en soufre.

3.6.2 Échantillons de gravier

Les caractéristiques du gravier, présenté au Tableau 3.7, ont été mesurées une fois pour chaque paramètre pour les graviers fin et grossier. La composition chimique a été mesurée une fois en novembre 2020 par AAS (Perkin Elmer PinAAcle 900F; Laboratoire de Géochimie-Polytechnique Montréal, Montréal, Québec, H3T 1J5) pour tous les paramètres sauf le soufre (S), le carbone total, et le CO₂ qui ont été mesurés par LECO CS744 (Laboratoire de Géochimie Polytechnique Montréal, Montréal, Québec, H3T 1J5). Les graviers ont été échantillonnés des milieux des piles, qui ont été entreposées sous et sur les bâches en plastique à la suite de leur rinçage en septembre 2020. La granulométrie a été mesurée selon ASTM C136 (ASTM International, 2019) et la masse volumique sèche et l'espace des vides ont été mesurés selon ASTM C26, Méthode A (ASTM International, 2017). Ces deux paramètres ont été analysés en printemps 2021. Les graviers ont été échantillonnés de la même façon qu'en automne 2020 après la fonte de neige.

Tableau 3.7 Caractéristiques du gravier

Paramètre	Unités	Gravier fin	Gravier grossier
Gamme de diamètres approximative	mm	10 - 20	20 - 40
Composition en SiO₂	%	67	63
Composition en Al₂O₃	%	15	16
Composition en FeO	%	4,8	5,3
Composition en CaO	%	4,0	4,3
Composition en K₂O	%	3,9	4,0
Composition en Na₂O	%	3,4	3,3
Composition en MgO	%	0,79	0,92
Composition en MnO	%	0,09	0,09
Composition en S	%	0,05	0,05
Composition en Carbone total	%	0,10	0,07
Composition en CO₂	%	0,3	0,2
Masse volumique, sèche, compactée	kg/m ³	1 580	1 530
Espace des vides, secs, compactés	%	42	44
Diamètre effectif	mm	9,4	21,8
Coefficient d'uniformité	mm/mm	1,9	1,8

3.6.3 Analyses physiologiques

Les mesures de la fluorescence de la chlorophylle, de la conductance stomatique, la transpiration et le taux de transport d'électrons ont été prises toutes les deux semaines pour les plantes témoins et les plantes des FP en utilisant un poromètre/fluoromètre Li-600 de Li-Cor Inc. à partir du mars jusqu'à fin juillet 2021. Au moins six feuilles ont été mesurées pour chaque saule dans les FP et pour deux saules témoins, quand assez de feuilles étaient présentes. Au moins trois feuilles ont été mesurées pour chaque spartine dans les FP et pour cinq spartines témoins, quand assez de feuilles ont été présentes. Ces mesures ont été prises dans les feuilles les plus saines et toujours entre 8 h et 14 h HAE.

Les concentrations de chlorophylle A, chlorophylle B, chlorophylle totale et des caroténoïdes dans les feuilles ont été mesurées par extraction avec diméthylsulfoxyde puis analysées par spectrophotomètre Multiskan Sky (Garg, 2012; Wellburn, 1994) une fois en octobre 2020 et cinq fois entre mars et fin juillet 2021. L'incubation pour l'extraction a été faite pendant 2 heures dans un bain-marie à 75 °C. La teneur en chlorophylle dans les feuilles des plantes dans les FP a été mesurée en utilisant l'outil atLEAF+ de FT GREEN LLC trois fois en automne 2020 et toutes les deux semaines de mars à fin juillet 2021.

Le contenu nutritionnel des feuilles a été mesuré dans les spartines des FP et témoins par spectroscopie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (*inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy*, ICP-AES) après une digestion à l'acide de la biomasse sèche afin

de comparer l'absorption des contaminants par les plantes des FP et les plantes témoins. Cette analyse a été réalisée une fois, en août 2021. Les feuilles des saules n'ont pas été analysées, car ils n'y avaient pas assez des feuilles présentes. Les feuilles des spartines ont été coupées de la base de la plante et essuyées à l'aide d'un chiffon humide avant d'être emballées dans un sac en plastique et expédiées sur glace à AgroEnviroLab (Sainte-Anne-De-La-Pocatière, Québec, G0R 1Z0) pour l'analyse. Là, les échantillons ont été rincés, séchés à 75 °C pendant 18 heures, broyés et tamisés (2 mm). 250 mg de chaque échantillon a été prélevé et digéré avec 6 mL de HNO₃ pendant 10 minutes à 80 °C, puis 2 mL de l'eau oxygénée a été ajoutée une fois que les échantillons étaient à température ambiante. Les échantillons ont été ensuite digérés pendant une heure à 130 °C. Les échantillons ont été filtrés sur un filtre (pores de 2 µm) par la suite et analysés par ICP-AES pour les concentrations en sodium, zinc, fer et bore.

La biomasse aérienne et racinaire des plantes a été récupérée des FP lors du démontage du système en décembre 2021. Après un lavage à l'eau déminéralisée, les échantillons ont été chauffés au four à 105 °C jusqu'à l'évaporation complète de l'eau. Ensuite, les échantillons ont été refroidis et pesés pour déterminer la biomasse sèche. Une analyse des métaux extractibles totaux a été réalisée sur les racines et les parties aériennes récupérées lors du démontage. À la suite d'une digestion à HNO₃, les teneurs en fer, zinc, et bore ont été mesurées par ICP-MS.

3.6.4 Taux de charge et d'efficacité d'enlèvement

Le TCH (L m⁻² d⁻¹) pour chaque FP a été calculé selon l'Équation 3.33 :

$$TCH = Q_{lix}/AS \times 1000 \quad (3.33)$$

où AS était l'aire de surface (m²) du FP. Les taux de charges des contaminants (TCC, g m⁻³ d⁻¹) ont été calculés selon l'Équation 3.34 :

$$TCC = (Q_{lix} \times C_{aff})/V_{réacteur} \quad (3.34)$$

où C_{aff} était la concentration du contaminant à l'affluent (mg/L) et V_{réacteur} était le volume en fût vide du réacteur (L). L'efficacité d'enlèvement (EE, %) a été calculée selon l'Équation 3.35 :

$$EE = (L_{aff} - L_{eff})/L_{aff} \times 100\% \quad (3.35)$$

où L_{aff} et L_{eff} étaient les débits massiques de contaminant à l'affluent et à l'effluent, respectivement.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

4.1 Caractérisation du lixiviat

L'évolution de la matière organique (DCO et DBO₅) et des nutriments (NH₄, NO_x et o-PO₄) dans le lixiviat jeune au cours de l'étude est présentée à la Figure 4.1. Le rapport moyen de la DCO/DBO₅ a été de 10, qui indique une faible biodégradabilité de la matière organique dans le lixiviat. La DCO a été, en moyenne, de 1 % particulaire (supérieure à 1,2 μm), 19 % colloïdale (0,04 à 1,2 μm) et 80 % soluble (inférieure à 0,04 μm, déterminée selon Mamais & Jenkins, 1992).

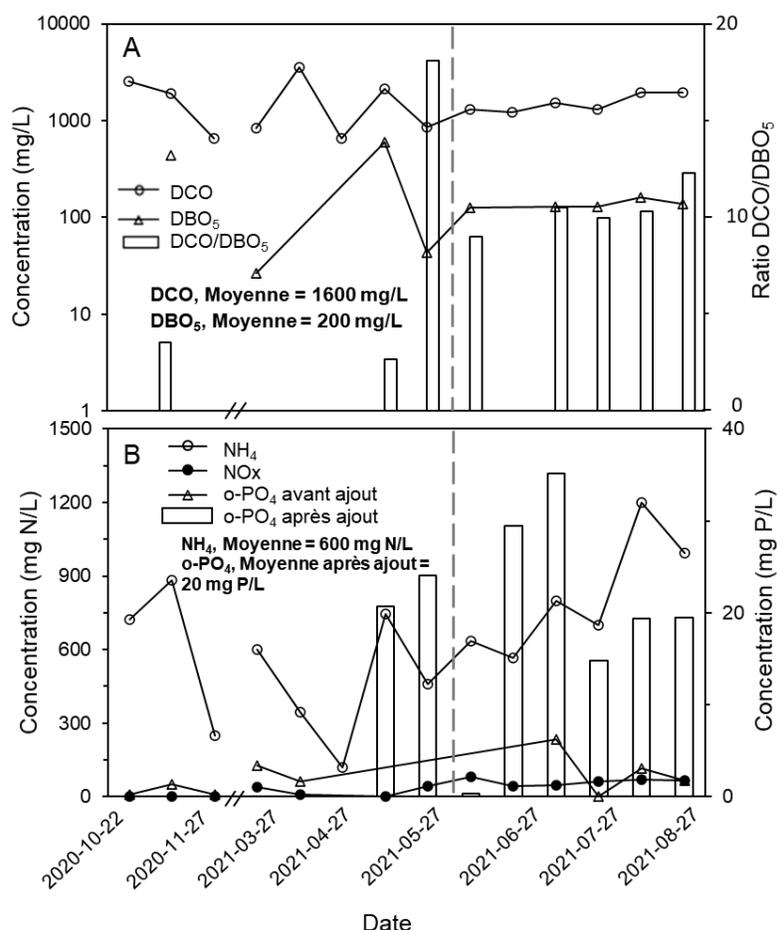


Figure 4.1 Évolution des caractéristiques du lixiviat jeune. A) Matière organique; axe-y principal logarithmique. B) Nutriments; o-PO₄ avant et après ajout de KH₂PO₄ au réservoir réfrigéré. La ligne pointillée représente le changement d'endroit d'échantillonnage du lixiviat à LET de WM.

Le réservoir où le lixiviat a été entreposé au Phytozone a fonctionné comme un bioréacteur, bien qu'il ait été réfrigéré, avec une dégradation de 7 ± 5 % de la T_{DCO} pendant la première semaine de stockage et de 14 ± 5 % de la T_{DCO} pendant les deux semaines de stockage. Le réservoir a aussi

permis de l'enlèvement de matière particulaire, mais cet enlèvement n'a jamais été quantifié. Le réservoir a été mélangé seulement pendant les périodes de refroidissement, ce qui a duré environ six heures le jour de remplissage du réservoir avec du lixiviat frais de LET et environ deux heures par jour pendant les journées les plus chaudes. L'accumulation des matières décantées au fond du réservoir a été observée toutes les deux semaines lors du nettoyage du réservoir avant un nouveau remplissage, quand environ 5 L de boues étaient récupérés du fond du réservoir. Si ces boues avaient une siccité de 5 %, il y aurait environ 250 g MES sédimentés dans le réservoir réfrigéré, ce qui représenterait 65 % des MES de l'alimentation. Il est aussi possible qu'une partie des MES récupérées ait été de la biomasse produite dans le réservoir réfrigéré à partir du substrat biodégradable soluble du lixiviat.

Une augmentation de la concentration en NO_x dans le lixiviat s'est produite lorsque le point d'échantillonnage du lixiviat a été changé de l'amont du bassin d'accumulation vers l'aval du bassin. Ce changement a aussi été effectué au début des températures plus chaudes, au début du mois de juin. Ceci suggère qu'une certaine nitrification a eu lieu soit dans les cellules d'enfouissement aux températures plus chaudes ou dans le bassin d'accumulation. Les concentrations en o-PO₄ dans le lixiviat étaient très faibles, alors le KH₂PO₄ a été ajouté au lixiviat dans le réservoir réfrigéré à la serre à partir du mai 2021. D'autres caractéristiques du lixiviat sont présentées au Tableau 4.1. Le rapport moyen des MVES/MES est très faible, ce qui suggère une très forte proportion des matières particulaires inorganiques dans le lixiviat.

Tableau 4.1 Moyenne des caractéristiques du lixiviat jeune, y compris l'effet de l'ajout de KH_2PO_4 au lixiviat dans le réservoir de stockage à la serre

Paramètre	Unités	Moy. ± éc. typ.	n
MES	mg/L	108 ± 92	13
MVES	mg/L	30 ± 15	12
MVES/MES	g/g	0,39 ± 0,10	12
NOx	mg N/L	36 ± 29	13
P_t (avant ajout de KH_2PO_4)	mg P/L	6,0 ± 3,6	5
P_t (après ajout de KH_2PO_4)	mg P/L	32 ± 6	8
SO₄	mg S/L	27 ± 29	13
Composés phénoliques	mg/L	0,35 ± 0,34	11
Na	mg/L	950 ± 350	14
K (avant ajout de KH_2PO_4)	mg/L	460 ± 360	10
K (après ajout de KH_2PO_4)	mg/L	620 ± 160	8
Fe	mg/L	7,7 ± 4,0	14
Zn	mg/L	0,42 ± 0,36	14
Cu	mg/L	0,097 ± 0,073	10
Cl	mg/L	960 ± 490	13
B	mg/L	8,2 ± 1,1	6
Coliformes fécaux¹	UFC/100 mL	91 ± 0	2
Alc (avant ajout de KH_2PO_4)	mg CaCO_3 /L	4 000 ± 1 400	5
Alc (après ajout de KH_2PO_4)	mg CaCO_3 /L	4 200 ± 1 100	10
pH (avant ajout de KH_2PO_4)	-	8,0 ± 0,1	4
pH (après ajout de KH_2PO_4)	-	8,0 ± 0,2	11
ORP	mV	-70 ± 110	13
EC	mS/cm	14 ± 7	14

¹Coliformes fécaux ont été mesurés avec deux échantillons pris la même journée. Pour tous les autres paramètres, les réplicas représentent les dates d'échantillonnage différentes.

Si ça n'est pas spécifié, les mesures ont été prises après l'ajout de KH_2PO_4 .

4.2 Bilans hydriques

Les bilans hydriques pour l'UASB ont tous été entre 86 et 104 % (% extrants/intrants) en 2021. Les bilans hydriques n'ont pas été déterminés pour l'UASB en 2020 en raison d'erreurs méthodologiques dans les mesures du débit d'affluent. Les facteurs de santé des saules et des spartines, utilisées pour le calcul des bilans hydriques pour les FP, ont varié pendant l'expérience, comme présenté à la Figure 4.2. Un désavantage de cette méthode est que la fluorescence de la chlorophylle a été toujours mesurée dans les feuilles les plus saines, qui donnent un biais vers des valeurs plus élevées.

Ni la fluorescence de la chlorophylle, ni les SF n'ont été mesurés en 2020, alors les facteurs de santé des plantes ont été estimés à partir des moments similaires en 2021, afin d'ensuite calculer les bilans hydriques. En raison d'erreurs méthodologiques, notamment que les effluents des FP ont été pesés moins de 30 minutes après l'événement d'alimentation, les bilans hydriques ont beaucoup

varié en 2020, entre 55 et 113 %. Ces erreurs ont été réglées en 2021 et ont eu pour résultat que tous les bilans hydriques déterminés en utilisant les facteurs de santé de plantes ont été entre 74 et 124 %. Les bilans hydriques déterminés par les bilans massiques des SF ont fourni des résultats similaires, avec des bilans hydriques qui étaient entre 73 et 127 %. Cela confirme qu'essentiellement tout le liquide dans le système a été pris en compte, que les EE peuvent être calculées de manière appropriée et que les facteurs de santé de plantes ont bien estimé l'évapotranspiration. L'évolution des bilans hydriques déterminés selon les deux méthodes est présentée à la Figure 4.3.

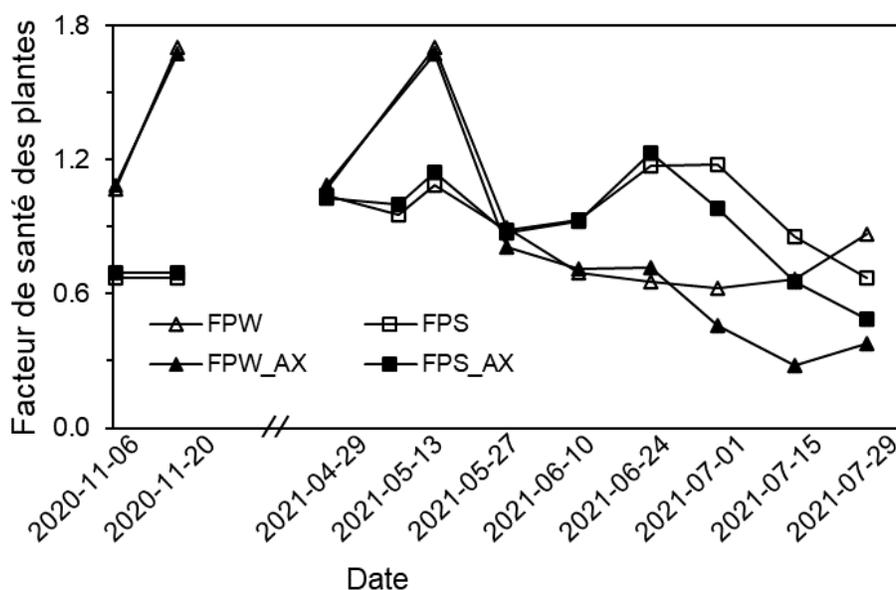


Figure 4.2 Évolution des facteurs de santé des plantes

L'eau perdue par l'aération a été estimée être à environ 11 ± 5 % du débit d'affluent. Ceci est normal, étant donné que le taux d'aération est élevé à $8,1 \text{ m}^3 \text{ d'air/L d'affluent}$ avec un TRH en fût vide de 60 jours et un TRH des vides de 30 jours. L'eau perdue par évaporation a été estimée être de $2,4 \pm 0,2 \text{ mm/d}$ ou 17 ± 8 % du débit d'affluent dans le FPT. L'eau perdue par évapotranspiration dans les FP plantés avec des saules a été estimée être de $4,9 \pm 2,3 \text{ mm/d}$ ou 31 ± 21 % du débit d'affluent tandis que l'évapotranspiration dans les FP plantés avec des spartines a été estimée être de $5,2 \pm 1,7 \text{ mm/d}$ ou 38 ± 16 % du débit d'affluent. L'évapotranspiration des plantes a été possiblement surestimée en août 2021 car les plantes semblaient être très sèches avec peu de feuilles, mais des mesures de fluorescence de la chlorophylle pouvaient encore être prises sur les feuilles les plus saines.

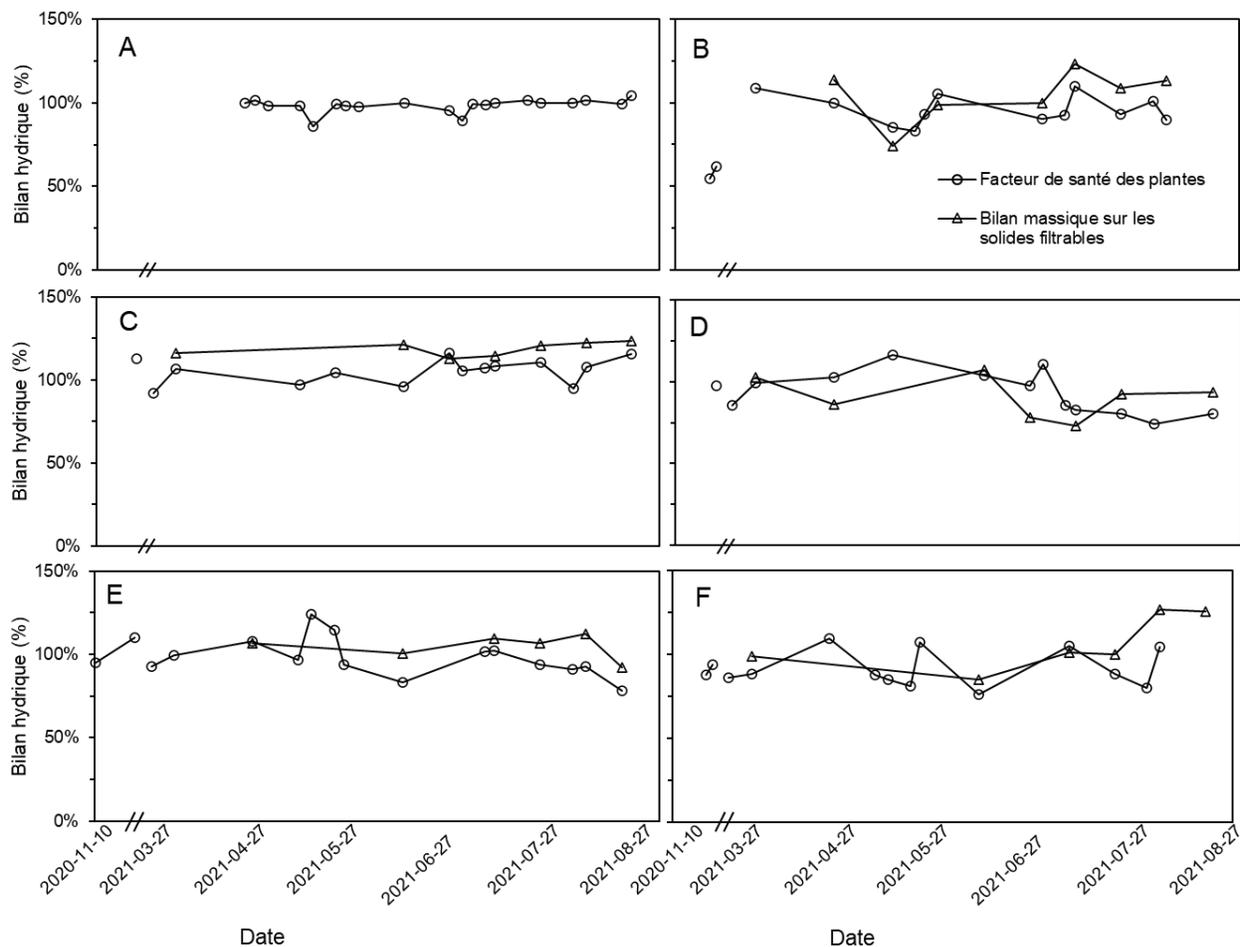


Figure 4.3 Bilans hydriques pour A) UASB, B) FPT, C) FPW, D) FPS, E) FPW_AX, F) FPS_AX

4.3 Prétraitement et son fonctionnement

Le prétraitement par UASB a été conçu pour l'élimination du fer dissous de l'affluent par sa réaction avec le H_2S produit par les bactéries sulfato-réductrices, afin de transformer le fer dissous en fer particulaire, sous forme de FeS . Les concentrations en fer dissous dans le lixiviat étaient prévues être d'environ 16 mg/L, mais n'étaient que de $2,1 \pm 1,3$ mg/L ($n = 14$). Selon les valeurs de pH et d'ORP du lixiviat, le fer à l'affluent était présent sous forme de $Fe(II)$ aqueux, ou sous forme de Fe_2O_3 ou de $Fe(OH)_3$ qui sont les formes particulaires. Ceci peut expliquer pourquoi les concentrations en fer dissous dans le lixiviat étaient plus faibles que prévu.

Les EE pour le fer total et dissous ont varié au cours de l'étude, entre -34 et 27 % pour le fer total et -53 et 52 % pour le fer dissous. Les EE pour le fer total et le fer dissous ont aussi semblé être inversement liées, avec des augmentations dans les EE du fer total en même temps que les

diminutions dans les EE du fer dissous et vice versa. Le pH a généralement diminué de 0,2 dans l'UASB, qui peut avoir changé une certaine quantité de Fe_2O_3 ou de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, qui sont des formes particulières, en fer dissous. Les boues n'ont jamais été purgées du réacteur UASB, alors il est possible que les EE négatives pour le fer total soient dues au relargage des boues et donc aussi du fer à l'effluent.

Afin d'éliminer le fer dissous avec le H_2S produit par les bactéries sulfato-réductrices, 0,58 g de $\text{SO}_4\text{-S}$ est nécessaire par gramme de Fe^{2+} . Alors, la concentration en SO_4 dans le lixiviat, de 27 mg S/L en moyenne, aurait dû être suffisante pour l'élimination du fer dissous. Les EE de la DBO_5 ont varié, mais ils étaient typiquement entre -11 et 33 %, ce qui suggère une certaine activité bactérienne et possiblement un relargage des boues quand les EE ont été négatives. Bien que les concentrations en NO_x dans le lixiviat étaient au tour de 36 mg N/L, les EE des NO_x étaient faibles, à -4 à 3 %. Ceci suggère que, malgré la présence des NO_x , il n'y avait essentiellement aucune activité des bactéries dénitrifiantes dans l'UASB. Il est proposé que les EE faibles et variables en matière organique et fer soient dues au court-circuitage dans le réacteur UASB, bien qu'aucun essai de traçage n'y ait été réalisé. Elles pourraient aussi être dues à des limitations en matière organique facilement biodégradable. L'évolution des EE et des concentrations de la matière organique, du fer et des SO_4 à l'effluent du réacteur UASB sont présentés à l'Annexe G, Figure G1.

Les contenus du réacteur UASB ont été analysés deux fois pendant l'expérience : une fois en août 2021, à la fin de l'expérience discutée dans cette œuvre, et une deuxième fois quand le système a été démonté en décembre 2021. Les résultats de la caractérisation du contenu du réacteur sont présentés au Tableau 4.2.

Les bilans massiques sur le réacteur UASB ont été déterminés pour la T_{DCO} , le N_t , le P_t et le fer. Le bilan sur la DCO a été déterminé à 95 % (% extrants/intrants) et 9,6 % de la DCO de l'affluent a accumulé dans les boues, soit de 500 g DCO. Le bilan sur l'azote a été calculé à 125 %, qui indique possiblement les erreurs d'analyse de NTK, NH_4 ou NO_x . Environ 5,2 % de l'azote de l'affluent a été accumulé dans les boues, soit de 390 g N. Le bilan sur le phosphore a été déterminé à 91 % et 33 % du phosphore de l'affluent a été accumulé dans les boues, soit de 120 g. Le bilan sur le fer a été calculé à 91 % et seulement 7 % du fer d'affluent a accumulé dans le réacteur, soit de 6 g Fe, malgré la concentration élevée en fer mesurée dans le réacteur à la fin de l'expérience. Ces bilans

sont représentés visuellement à l'Annexe G, Figure G2. Il est aussi possible qu'un court-circuitage dans l'UASB soit la cause du faible pourcentage du fer accumulé dans le réacteur.

Tableau 4.2 Résultats de la caractérisation du contenu du réacteur UASB à la fin de l'expérience et au démontage du système

Paramètre	Unité	Valeurs moyenne \pm écart type (n)	
		août 2021	décembre 2021
T_{Dco}	g/L	25,4 \pm 0,1 (4)	24,8 \pm 0,1 (3)
X_{Dco}	g/L	23	24
CS_{Dco}	mg/L	2 600 \pm 100 (4)	1 230 \pm 10 (2)
MES	g/L	26,5 \pm 0,6 (3)	28,4 \pm 0,4 (3)
MVES	g/L	14,7 \pm 0,3 (3)	14,4 \pm 0,3 (3)
MVES/MES	g/g	0,56 \pm 0,00 (3)	0,51 \pm 0,01 (3)
X_{Dco}/MVES	g/g	1,6	1,6
NTK	mg N/L	-	8 300 \pm 200 (3)
NH₄	mg N/L	1 230 \pm 10 (2)	660 \pm 20 (3)
P_t	mg P/L	600 \pm 600 (2)	2 400 \pm 100 (3)
o-PO₄	mg P/L	107 \pm 10 (2)	142 \pm 33 (3)
Soufre total	mg S/L	-	220 \pm 20 (4)
SO₄	mg S/L	27 \pm 15 (2)	22,0 \pm 0,5 (3)
Fer total	mg/L	103 \pm 3 (2)	340 \pm 20 (2)
Bore total	mg/L	-	9,2 \pm 0,2 (2)

FeS est le précipité désiré pour l'enlèvement du fer dans ce cas. Lors du démontage, une concentration de soufre total de 216 mg S/L a été mesurée dans le réacteur, qui est équivalent à 6,73 mol S/L. Si tout le soufre est présumé d'être sous forme de FeS, il devrait avoir 6,73 mol FeS/L. Si, en suite, tout le fer est aussi présumé d'être sous forme de FeS, il devrait aussi avoir 6,73 mol Fe/L, qui est égale à une concentration de 375 mg Fe/L dans le réacteur. Cependant, une concentration de fer de 338 mg Fe/L a été réellement mesurée dans le réacteur UASB lors du démontage, qui représente 90 % de la concentration théoriquement attendue. Alors, ceci suggère que le fer accumulé dans l'UASB a été bien sous forme de FeS.

4.4 Filtres plantés et leur fonctionnement

4.4.1 Efficacité du système d'aération (k_{LA})

Le k_{LA} a été mesuré trois fois pour chaque FP pendant l'expérience. La première mesure a été prise dans l'eau propre seulement et les mesures de k_{LA} corrigé à 20 °C ont varié entre 4,4 et 5,0 h⁻¹ pour quatre des cinq FP. Le k_{LA} n'a pas été mesuré la première fois dans le FPS car la ligne d'aération

n'a pas encore été construite. La deuxième fois, le k_{LA} a été mesuré dans l'eau propre avec du gravier et des plantes installés dans les FP avant le début de l'expérience et les mesures de k_{LA} corrigé à 20 °C ont varié entre 20,0 et 31,1 h⁻¹ pour tous les cinq FP. La troisième fois, le k_{LA} a été mesuré dans l'eau propre avec du gravier et des plantes installés dans les FP après la saison d'opération en 2020 et les mesures de k_{LA} corrigé à 20 °C ont varié entre 20,5 et 27,1 h⁻¹ pour tous les cinq FP. Ces résultats confirment que l'aération était similaire dans tous les FP, même après une saison d'opération. Toutes les valeurs de k_{LA} mesuré sont présentées à l'Annexe D.2, Tableau D1. Les graphiques pour chaque mesure de k_{LA} sont présentés dans l'Annexe D.2 : les graphiques de k_{LA1} sont présentés à la Figure D1, les graphiques de k_{LA2} sont présentés à la Figure D2, les graphiques de k_{LA3} sont présentés à la Figure D3. La concentration en OD a aussi été mesurée dans les FP régulièrement, soit à environ toutes les deux semaines à trois hauteurs dans les FP, soit en surface, à 1/3 de sa profondeur et à 2/3 de sa profondeur. Les concentrations mesurées dans les cinq FP aux trois hauteurs pendant l'étude sont présentées à la Figure 4.4.

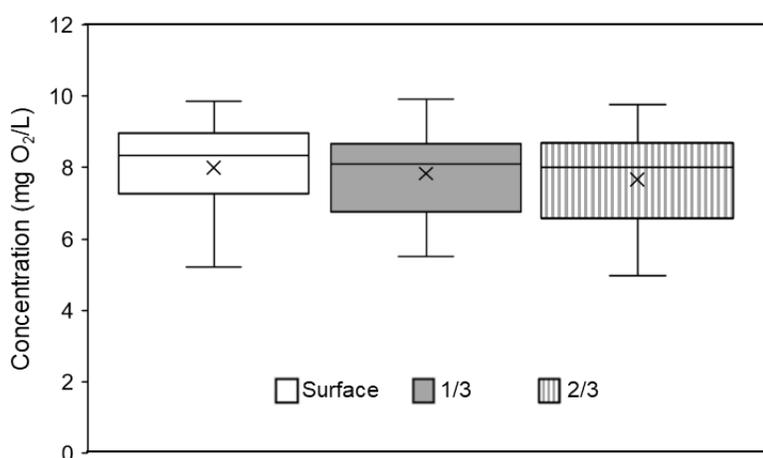


Figure 4.4 Concentration en OD mesurée à trois hauteurs dans les cinq FP. La ligne dans les boîtes : médiane. Le « x » dans les boîtes : moyenne.

4.4.2 Essais de traçage

Le premier essai de traçage a été réalisé le 28 et 29 septembre 2020 (avant le début de l'expérience) dans le FPT avec une alimentation en continu. Le traceur utilisé a été de la fluorescéine. La concentration du traceur mesurée à l'effluent du filtre pendant le premier 60 minutes de l'expérience et la fraction de la masse récupérée pendant toutes les 50 heures de l'expérience sont présentées à la Figure 4.5. Le profil de la concentration du traceur à l'effluent pendant les 50 heures de l'expérience est présenté à l'Annexe H.1, à la Figure H1.

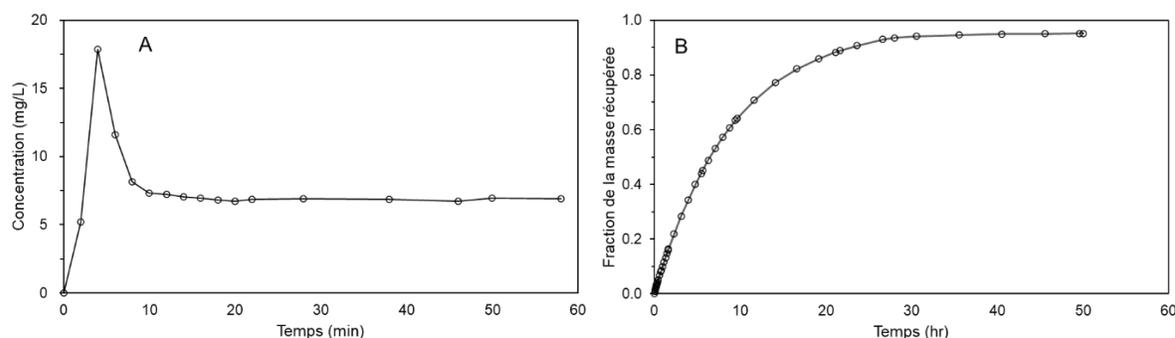


Figure 4.5 A) Concentration de la fluorescéine dans l'effluent du FPT pendant les 60 premières minutes de l'essai de traçage. B) Fraction de la masse du traceur récupérée pendant les 50 heures de l'essai de traçage

Le deuxième essai de traçage a débuté le 19 juillet 2021, et a été réalisé dans tous les cinq FP. Le traceur utilisé a été du KBr. La concentration du traceur et la fraction de la masse du traceur récupérée à l'effluent des FP et le t_a calculé pour chaque FP sont présentées à la Figure 4.6. Une plus basse fraction du traceur a été récupéré pendant le deuxième essai comparé au premier essai (0,71 à 0,81 versus 0,95). Ceci est probablement à cause des débordements des chaudières d'effluents et des chaudières du mélange de la recirculation et du lixiviat prétraité qui n'ont pas été mesurées. Les figures pour les cinq FP se ressemblent et les t_a déterminés pour chaque FP sont similaires aussi, ce qui confirme que l'écoulement était similaire dans les cinq FP.

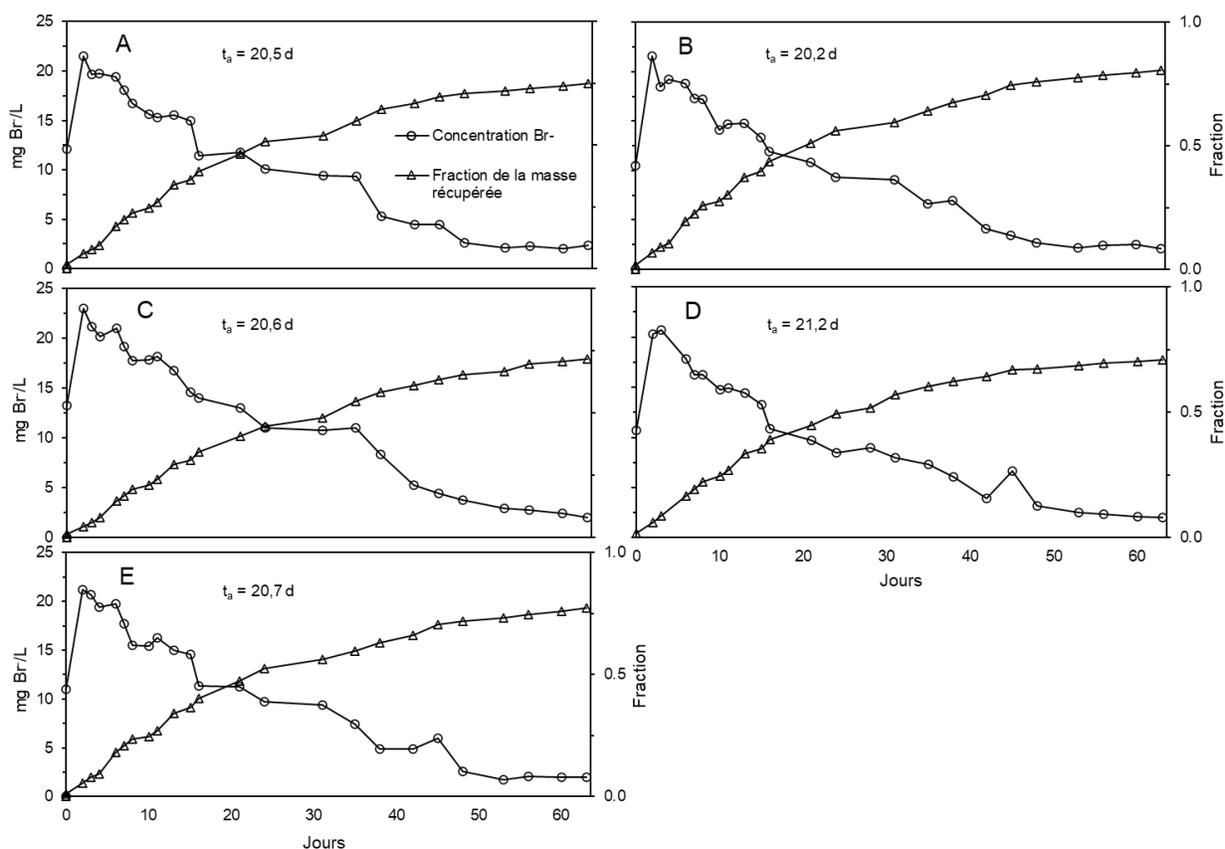


Figure 4.6 Concentration du traceur à l'effluent et fraction de la masse du traceur récupérée lors d'essai de traçage dans chaque FP. A) FPT, B) FPW, C) FPS, D) FPW_AX, E) FPS_AX. t_a représente le TRH moyen observé.

4.4.3 Qualité d'effluent et efficacités d'enlèvement

Les FP ont pu atteindre les exigences de rejet pour la plupart des dates conformément à la réglementation provinciale du Québec (LQE, 2020) pour tous les contaminants (DBO_5 , MES, NH_4 , composés phénoliques, coliformes fécaux et pH) sauf pour le zinc. Les qualités d'effluent étaient similaires pour tous les cinq FP. La DCO à l'effluent des FP variait entre 308 et 791 mg/L. Les valeurs pour la DBO_5 variaient entre 0,85 et 14,3 mg/L comparées au critère de rejet de 150 mg/L. Les MES variaient entre 1,50 et 25,2 mg/L, sauf pour le premier échantillonnage en 2021 où la concentration en MES à l'effluent du FPT a été de 44,3 mg/L; mais toutes ces concentrations sont bien sous le critère de rejet de 90 mg/L. La concentration en NH_4 a été sous la limite de détection de 1,6 mg N/L à son minimum et est montée jusqu'à 18,4 mg N/L, sauf pour le premier échantillonnage en 2021 où la concentration à l'effluent de FPT a été de 29,6 mg N/L. Ceci a été

la seule fois où le critère de rejet de 25 mg N/L a été dépassé. La concentration en composés phénoliques variait entre 0,0020 mg/L et 0,02 mg/L, et toutes ces valeurs étaient inférieures au critère de rejet de 0,085 mg/L. Les valeurs pour le fer total étaient entre 0,13 et 3,90 mg/L et entre 0,16 et 1,39 mg/L pour le zinc total, comparé au critère de rejet de 0,17 mg Zn/L. La qualité d'effluent des FP pour les NOx, l'alcalinité et le pH est présentée à la Figure 4.7. L'évolution de la qualité d'effluent des FP pour tous les contaminants mentionnés est présentée à l'Annexe E, Figure E3. Le seul paramètre réglementé qui n'est pas présenté dans ces figures est pour les coliformes fécaux. Les coliformes fécaux n'ont été mesurés qu'une seule fois au cours de l'étude, et leur concentration dans le lixiviat était de 91 UFC/100 mL, ce qui était bien sous la limite de 1 000 UFC/100 mL. Les concentrations moyennes à l'effluent des FP pendant l'expérience ont toujours respecté les critères de rejet pour les moyennes mensuelles au Québec pour tous les paramètres sauf le zinc. Les concentrations moyennes et les critères de rejet pour les moyennes mensuelles sont présentés à l'Annexe E, Tableau E3.

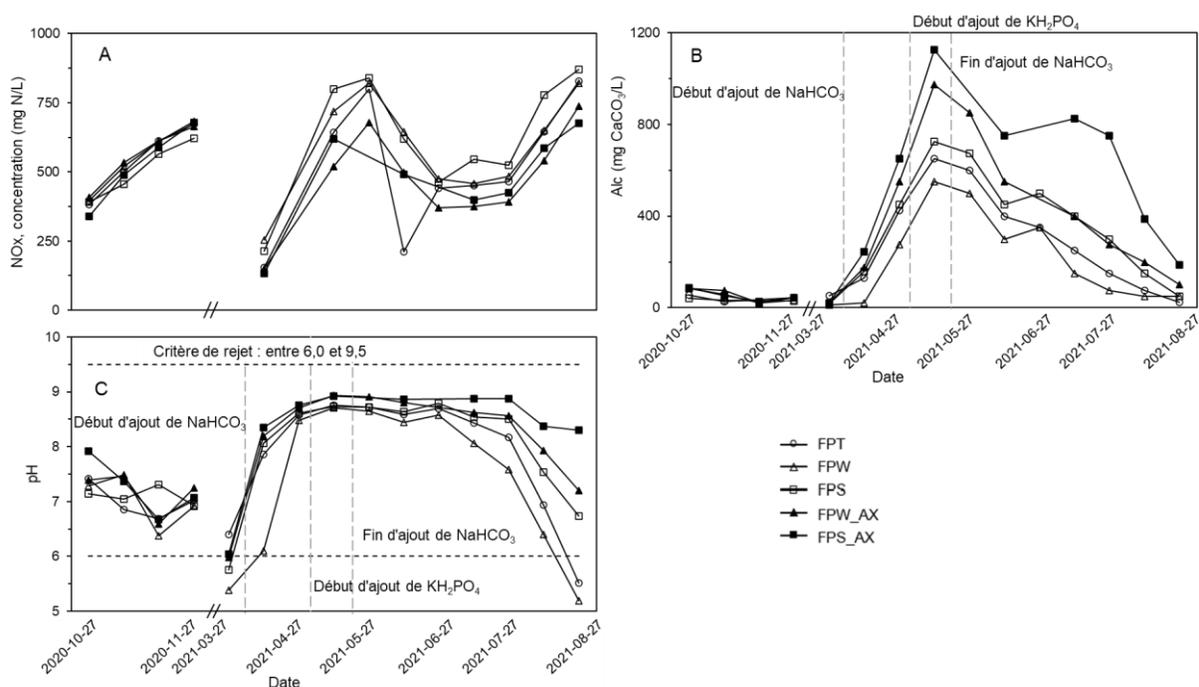
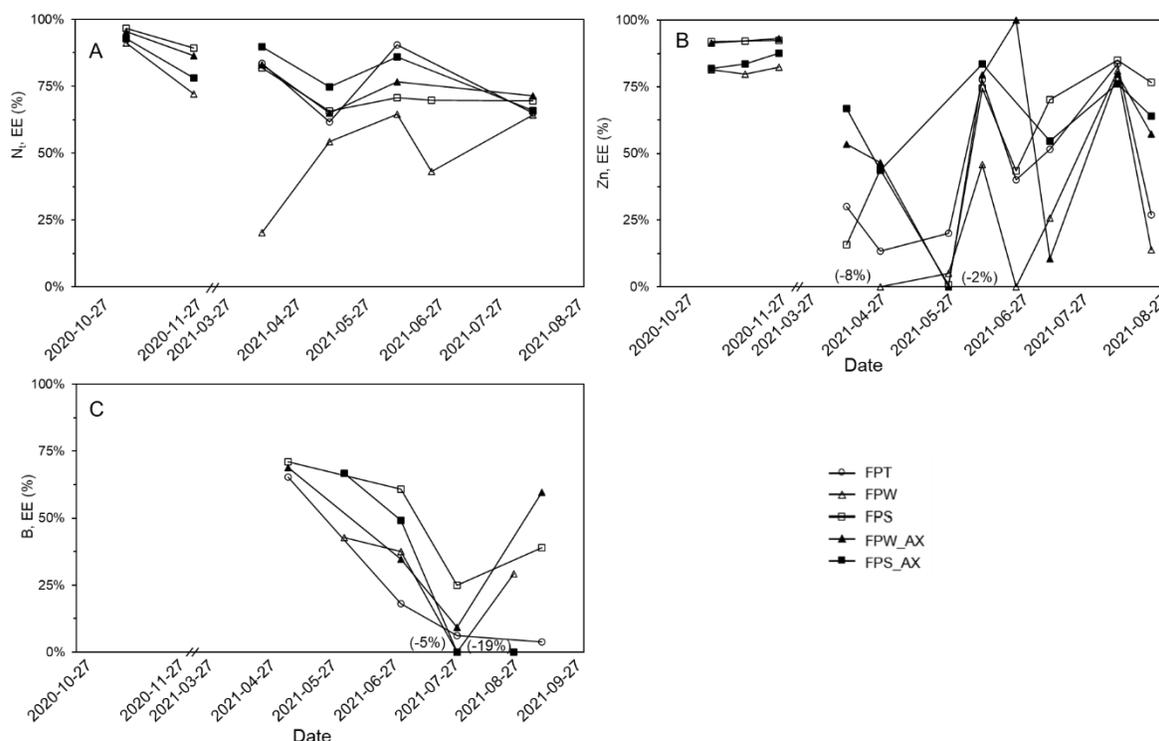


Figure 4.7 Qualité d'effluent des FP : A) NOx, B) alcalinité, C) pH. Les lignes pointillées horizontales représentent les valeurs limites selon les critères de rejet au Québec. Les lignes pointillées verticales représentent les débuts et fins d'ajout de NaHCO₃ et KH₂PO₄.

Les FP ont atteint des EE élevées, de 74 à 100 %, pour la DCO, la DBO₅, les MES, le N_t, le NH₄ et les composés phénoliques. L'EE pour le fer était entre 94 et 100 %, sauf pour les deux premiers

échantillonnages en 2021 où l'EE a été aussi faible que 37 %. Les EE pour le N_t , le zinc et le bore sont présentées à la Figure 4.8. Une nitrification presque complète s'est produite dans les FP à partir de 2021, avec des EE de NH_4 près de 100 % et des concentrations en NO_2 à l'effluent souvent sous la limite de détection. Le critère de rejet pour le NH_4 n'a été dépassé que lors du premier échantillonnage de 2021 pour le FPT, suggérant un temps de démarrage légèrement plus long pour un filtre non-planté.



Le processus de nitrification consomme de l'alcalinité et du $NaHCO_3$ était ajouté au réservoir réfrigéré du lixiviat à partir d'avril 2021 en raison des faibles concentrations d'alcalinité aux effluents des FP. Quand le KH_2PO_4 commençait à être ajouté au réservoir réfrigéré du lixiviat en mai, en raison des carences en $o-PO_4$, le pH dans les FP s'est élevé. Afin d'éviter des pH et des concentrations en sel trop élevées, qui pourraient avoir un impact négatif sur la santé des plantes, l'ajout de $NaHCO_3$ a été arrêté à la mi-mai 2021. L'alcalinité des effluents a diminué continuellement après mai 2021 et les valeurs de pH étaient proches ou inférieures à la limite de rejet en août 2021 pour les systèmes sans FPA. Cela suggère que la dénitrification supplémentaire dans les FPA avait un effet tampon sur le pH, mais tous les FP ont possiblement eu besoin d'ajouts

supplémentaires en alcalinité par la fin de l'étude. Cela montre également la complexité de gestion d'un tel système, pour avoir suffisamment d'alcalinité pour tamponner les valeurs de pH sans affecter la survie des plantes par des valeurs de pH et des concentrations de sel trop élevées.

Les systèmes avec des FPA ont montré une élimination supplémentaire de N_t du mai à juin 2021 comparée aux FP avec les mêmes plantes mais sans FPA. Ceci suggère que la dénitrification s'est produite dans les FPA pendant cette période. Les concentrations en OD dans les effluents des FPA étaient inférieures à 3 mg O_2/L le 6 juillet 2021, puis ont augmenté à 3,4 – 5,3 mg O_2/L le 20 juillet et à 7,1 mg O_2/L le 3 août. Cette augmentation a possiblement inhibé la dénitrification au cours de l'été 2021. Elle est probablement à cause des concentrations très élevées en OD dans les effluents des FP qui ont été recirculés à travers les FPA.

Bien qu'il n'y ait pas de critère de rejet pour le fer, il s'agit d'un contaminant préoccupant dans les systèmes aérés, car il peut précipiter et provoquer du colmatage. Pour la majorité de l'expérience, les EE du fer variaient entre 94 à 100 %. Les FP ont aussi atteint de bonnes EE du zinc en 2020, de 80 % à 93 % et des EE très variées en 2021. Malgré des EE élevées en 2020, la concentration en zinc à l'effluent des FP était toujours supérieure au critère de rejet. Au LET de WM à Sainte-Sophie, l'enlèvement du zinc est actuellement exécuté par coagulation/floculation en aval du traitement du lixiviat par RBS, alors ce même procédé d'enlèvement du zinc pourrait être conservé en aval d'un FP à pleine échelle.

Le bore est un autre métal qui n'a pas de critère de rejet, mais qui était présent à des concentrations élevées dans le lixiviat, soit de $8,2 \pm 1,1$ mg/L. Les concentrations de bore dans les effluents des FP, qui n'étaient mesurées qu'une fois par mois du mai à septembre 2021, variaient entre 4,8 et 11,1 mg B/L. Les concentrations de bore aux effluents étaient parfois supérieures aux concentrations à l'affluent, en raison de la réduction du débit des effluents par la perte d'humidité par l'aération et par l'évaporation ou l'évapotranspiration. Il est possible que l'élimination du bore dans les FP se soit produite par décantation au début de l'été 2021, ensuite il y avait peu d'élimination ou même un relargage de bore suraccumulé en août 2021, suivi par une élimination par décantation en septembre 2021. Les EE de bore étaient généralement plus élevés dans les FP plantés que dans le FPT, ce qui suggère que les plantes ont participé à l'enlèvement du bore par absorption.

4.4.4 Accumulation des contaminants

Les masses de différents contaminants accumulées dans les FP et les FPA, mesurées au démontage de système en décembre 2021, sont présentées à la Figure 4.9. La masse des contaminants accumulée dans les FPA était plus faible que celle accumulée dans les FP, ce qui est normal puisque le volume des FPA était seulement de 12 L comparé au volume des FP de 430 L. Les contaminants dans le liquide des FPA et FP ont été aussi considérés dans ces mesures. La masse d'azote accumulée dans les FPA n'a pas été considérée à cause d'erreurs dans les mesures de NTK. La masse de N-org présentée pour les FP a été calculée à partir des concentrations en MVES mesurées pour les FP, en posant l'hypothèse qu'il y avait 13 g N-org/g MVES. En moyenne, les FP ont accumulé 1 200 g des MIES, probablement dû à l'accumulation de terre et du sable, et ils ont accumulé 820 g X_{DCO}, probablement dû à la biomasse bactérienne.

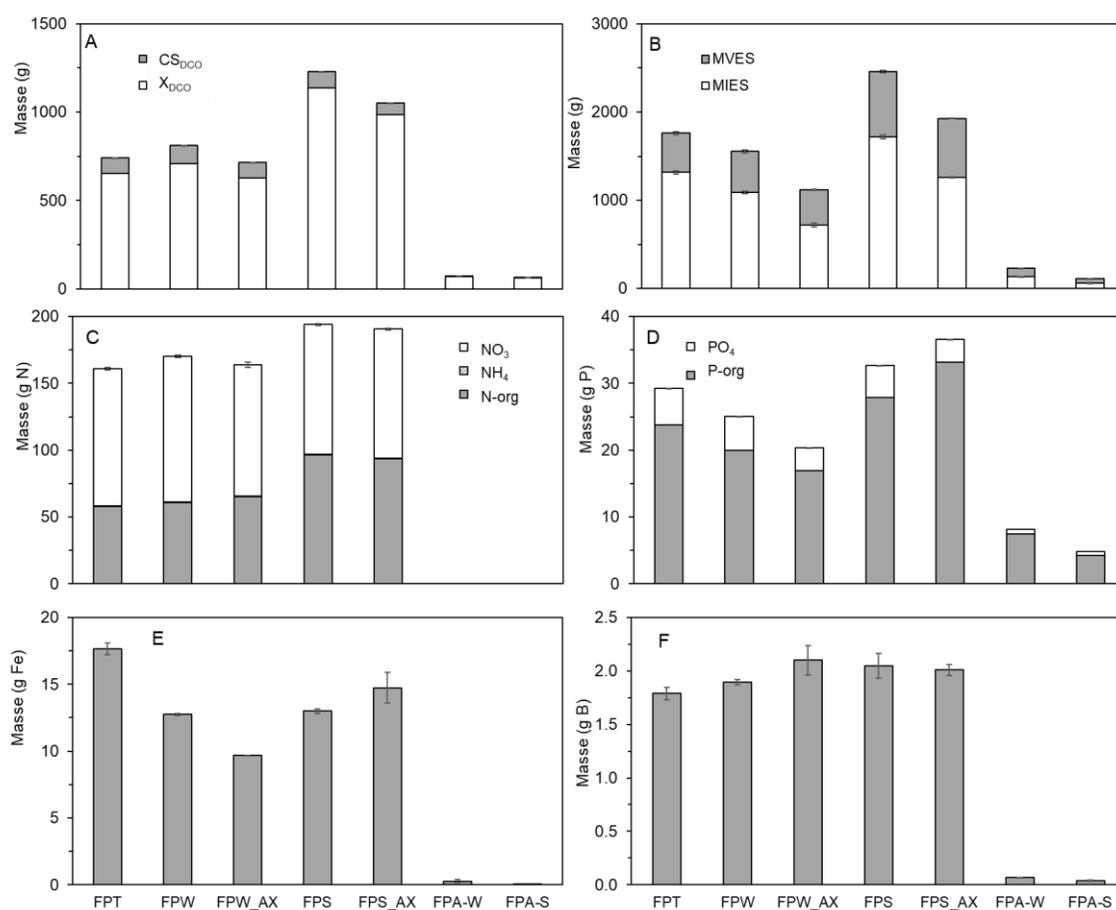


Figure 4.9 Masse de différents contaminants mesurés dans l'ensemble des FP et des FPA au démontage. A) DCO, B) MES, C) azote, D) phosphore, E) fer, F) bore. Note : l'azote dans les FPA lors du démontage n'est pas présenté à cause des erreurs dans l'analyse du NTK.

Les masses accumulées en X_{DCO} , N-org et P-org sont un peu plus élevées dans les FPS et FPS_AX que les autres FP. Ceci est possiblement causé par une certaine quantité des racines des spartines, qui se trouvaient pendant tout le démontage jusqu'à presque le fond du réservoir. Il est aussi possible qu'il y ait plus de biomasse bactérienne dans les FPS et FPS_AX et que les spartines aient créé un environnement plus favorable pour la croissance microbienne. La masse accumulée en MIES est plus élevée dans le FPS que les autres FP, mais ceci est probablement dû au fait que les racines ont été lavées directement dans ce filtre, ce qui ne s'est pas produit pour les plantes des autres FP, et donc il y avait probablement plus de terre dans les échantillons analysés pour le FPS.

Il y avait plus de fer accumulé dans le FPT que les autres FP. Le fer est un composé essentiel pour la croissance des plantes. Il est proposé qu'une partie du fer dissous de l'affluent était absorbée par les plantes quand elles étaient en vie. Le reste a été oxydé par le système d'aération et a accumulé au fond du filtre. Le FPT (témoin) n'avait aucun enlèvement du fer dissous par les plantes et donc il y avait plus du fer dissous qui pourrait être oxydé et accumulé au fond du filtre sous forme de fer particulaire. L'accumulation du bore, cependant, a été très similaire dans tous les cinq FP. Le bore dissous ne subit pas la même oxydation par l'aération comme le fer. Alors l'accumulation du bore particulaire a été probablement similaire dans tous les FP pendant l'expérience.

Pour certains contaminants, les mesures ont aussi été prises pour chaque baril de liquide accumulé pendant le démontage des FP. Le premier baril était constitué du liquide du FP et les matières enlevées lors du rinçage du gravier du premier tiers de celui-ci, plus près de la surface. Le deuxième baril contenait les matières enlevées lors du rinçage du gravier du second tiers du FP. Quant au troisième baril, il se constituait des matières enlevées par le rinçage du gravier pour le dernier tiers du FP. Pour la T_{DCO} , X_{DCO} , MES et MVES, 48 à 91 % de ces matières se trouvaient dans le tiers au fond du FP. Inversement, 74 à 85 % de la CS_{DCO} se trouvaient dans le liquide du FP et le tiers plus surfacique du FP. Ces résultats indiquent une bonne sédimentation des matières particulaires et possiblement une plus forte croissance de la biomasse bactérienne au fond du FP où l'aération était la plus forte. Cependant, la méthode de rinçage du gravier a probablement forcé les matières qui se trouvaient près de la surface, comme de la biomasse, vers le fond lors du démontage. Il est donc difficile de tirer des conclusions concernant la hauteur d'accumulation des contaminants et de la biomasse. Les figures présentant les pourcentages de chaque paramètre trouvés à chaque hauteur de chaque FP sont présentées à l'Annexe E, Figure E4.

4.4.5 Bilans massiques

Un certain enlèvement de N_t a été accompli dans les FP qui pourrait être fait de plusieurs façons. Lors du calcul des bilans massiques de l'azote, l'hypothèse a été posée que le bilan était à 100 % (% extrants/intrants) pour chaque FP afin de calculer la quantité de l'azote dénitrifié. Si c'était le cas, que le bilan d'azote soit à 100 %, le pourcentage d'azote entré dans les FP qui est sorti du système par la dénitrification serait : 50 % pour le FPT, 52 % pour le FPW, 63 % pour le FPW_AX, 58 % pour le FPS et 63 % pour le FPS_AX. Pour tous les FP, sauf le FPT, une certaine quantité d'azote a été aussi utilisée pour la croissance des plantes, mais elle est estimée être une faible proportion étant donné que les plantes n'ont pas bien toléré le lixiviat. Les FPA ont permis une plus grande dénitrification comparée aux FP sans FPA, par 5 à 10 %. Une représentation visuelle des bilans d'azote est présentée à l'Annexe E, Figure E5.

Cependant, une partie de cet azote parti comme gaz des FP est probablement dû à la volatilisation de l'azote ammoniacal sous forme de NH_3 gazeux. Aux conditions moyennes, environ 7 % du NH_4 à l'affluent du FPT était sous forme de NH_3 gazeux. À une température de 25 °C et une pression de 1 atm, il a été calculé que pour chaque mole d'air sortant du FPT, environ 51,2 μmol NH_3 ont été volatilisées, selon la loi d'Henry. Ainsi, pendant toute l'expérience, environ 22 g N- NH_3 seraient partis du FPT par volatilisation, qui est seulement 4 % de l'azote estimé d'être dénitrifié et 2 % de N_t introduit dans le FP. La volatilisation de NH_3 a donc contribué à l'enlèvement de N_t dans les FP, mais son rôle est toujours faible comparé à ce qui est pensé être enlevé par la dénitrification. Le calcul détaillé de perte d'azote par volatilisation de l'azote ammoniacal est présenté à l'Annexe E, Tableau E4.

Un bilan massique sur la DCO a été calculé pour chaque FP, en posant l'hypothèse que la dénitrification soit complète et que 2,86 g DCO/g NO_3 -N dénitrifié a été consommé. Les bilans sur la DCO étaient déterminés entre 118 et 159 %, comme présentés à la Figure 4.10. Le bilan sur la DCO pour le FPT a été le plus proche à 100 % et les bilans sur la DCO pour les FPS et FPS_AX ont été les plus surestimés. Si la dénitrification n'a pas été complète, moins DCO serait consommée par g NO_3 -N dénitrifié. Alors, il est possible que la consommation de la DCO lors de la dénitrification soit surestimée à cause de la dénitrification incomplète dans les FP.

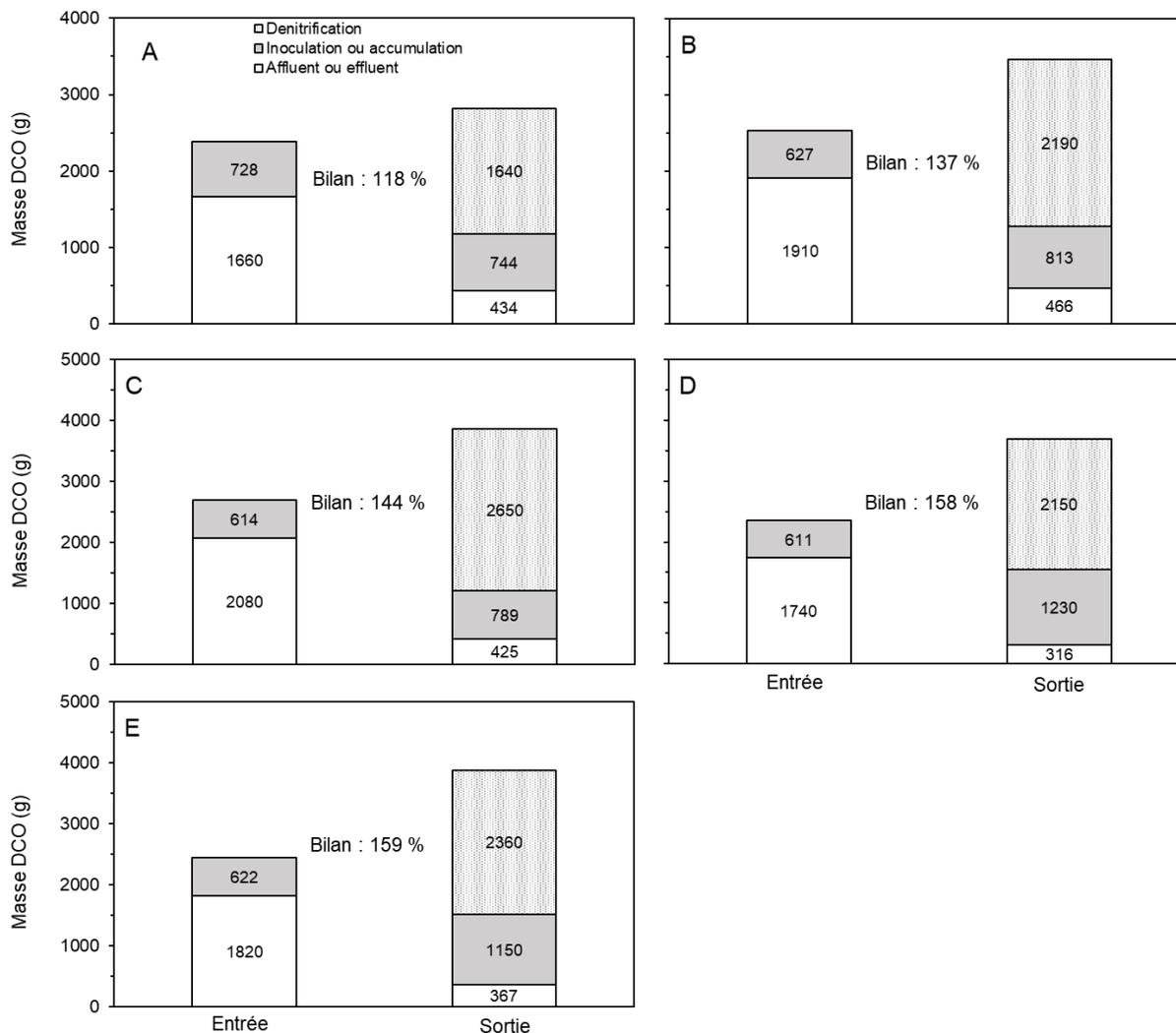


Figure 4.10 Bilan de la DCO pour les FP pendant toute l'expérience. A) FPT, B) FPW, C) FPW_AX, D) FPS et E) FPS_AX

Les bilans sur le phosphore ont aussi été calculés et ont tous été près de 100 %. Les bilans étaient calculés à : 100 % pour le FPT, 86 % pour le FPW, 79 % pour le FPW_AX, 88 % pour le FPS et 120 % pour le FPS_AX. Comme pour le bilan d'azote, une certaine quantité du phosphore a été utilisée pour la croissance des plantes dans les FP, mais elle est encore estimée être une faible proportion parce que les plantes n'ont pas bien toléré le lixiviat. Cela peut expliquer pourquoi les bilans pour FPW, FPW_AX et FPS étaient en dessous de 90 %. Cependant, le bilan pour le FPS_AX était calculé à 120 %, qui est probablement dû aux erreurs dans la mesure de P_t accumulé dans ce filtre. La plupart de phosphore alimenté dans les FP a été accumulé, soit de 64 % pour le FPT, 42 % pour le FPW, 57 % pour le FPW_AX, 73 % pour le FPS et 114 % pour le FPS_AX. Encore, il y avait probablement une erreur dans la mesure du P_t lors du démontage du FPS_AX.

Mais ceci présente l'importance d'ajout de phosphore au lixiviat, où les concentrations en phosphore sont typiquement très faibles. Une représentation visuelle des bilans du phosphore est présentée à l'Annexe E, Figure E6.

4.4.6 Adaptation des plantes

Dès le début de l'expérience, la détérioration des plantes était visible. Douze jours après le début de l'expérience en automne 2020, les saules ont été coupés jusqu'aux racines en raison de la nécrose des feuilles. Les saules semblaient se rétablir après avoir été coupés et avaient des feuilles vert foncé en apparence saine après l'interruption de l'exploitation de décembre 2020 à mars 2021. La réintroduction du lixiviat en 2021 a entraîné une nécrose graduelle des feuilles des saules de mars à juin 2021, avec très peu de feuilles saines sur les saules à la mi-août. Les spartines montraient des changements visibles à l'automne 2020, avec un jaunissement des feuilles après une infestation de cicadelles. Tout au long de l'été 2021, les feuilles de spartines jaunirent continuellement avec plusieurs infestations d'insectes, spécifiquement des cicadelles et des pucerons. Un insecticide naturel « Trounce », de la compagnie Safer, a été vaporisé uniquement sur les spartines en juillet afin de maîtriser les infestations d'insectes, mais il a entraîné un jaunissement encore plus prononcé, possiblement en raison d'une réduction de l'évapotranspiration causée par la couverture des feuilles par l'insecticide (St-Georges, communication personnelle, 23 juin 2021). À la mi-août, les feuilles des spartines étaient très jaunes et de nombreuses racines semblaient pourries. Des photos de ces changements visibles dans la santé des plantes sont présentées à l'Annexe I, Figure I1.

La fluorescence de la chlorophylle, une mesure de la capacité photosynthétique des plantes, a montré cette détérioration de la santé des plantes au cours de la saison 2021, comme présenté à la Figure 4.11. La fluorescence de la chlorophylle était cependant toujours mesurée dans les feuilles les plus saines des plantes et présente ainsi les plantes comme dans une meilleure santé qu'elles ne l'étaient en réalité.

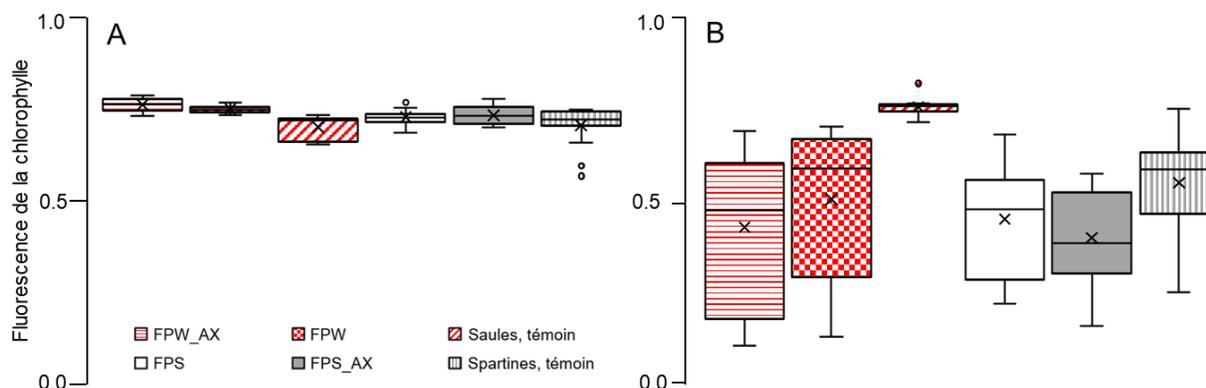


Figure 4.11 Fluorescence de la chlorophylle dans les feuilles des plantes. A) Mesures prises le 15 avril 2021 pour les plantes dans les FP et le 20 avril 2021 pour les plantes témoins. B) Mesures prises pour toutes les plantes le 15 juillet 2021. La ligne dans les boîtes : médiane. Le « x » dans les boîtes : moyenne.

La réduction en fluorescence de la chlorophylle dans les spartines témoins suggère que les conditions à la serre, avec des températures très élevées tout au long de l'été, a possiblement eu un impact sur la santé des plantes. Des concentrations élevées en sel et en métaux ont pu également avoir eu un impact sur la santé des plantes dans les FP. Le lixiviat n'était pas dilué dans cette expérience, ce qui a conduit à des concentrations de sel appliquées très élevées : 960 ± 480 mg Cl/L, 990 ± 360 mg Na/L et 540 ± 220 mg K/L ($n = 13$). L'analyse des contenus nutritionnels dans les tissus foliaires des spartines, mesurés en août 2021, a montré des concentrations de sodium et de bore plus élevées dans les feuilles des spartines dans les FP par rapport aux spartines témoins, comme présentée à la Figure 4.12. Il est pensé que les plantes des FP devraient avoir augmenté les éliminations du fer et du zinc, car le fer et le zinc sont les éléments essentiels pour la croissance des plantes, mais elles n'ont montré aucune accumulation supplémentaire par rapport aux spartines témoins.

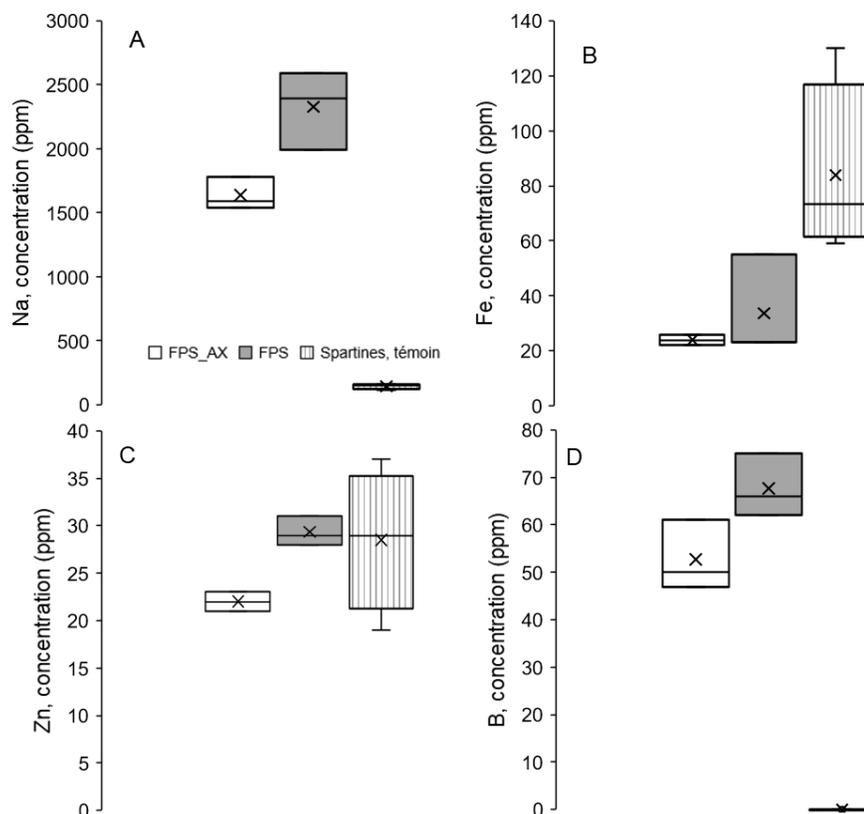


Figure 4.12 Concentrations en sels et en métaux mesurées dans les feuilles des spartines des FP et témoins par ICP-AES en août 2021. A) Sodium, B) fer, C) zinc, D) bore. La ligne dans les boîtes : médiane. Le « x » dans les boîtes : moyenne.

La conductance stomatique, la transpiration et le taux de transport d'électrons étaient également mesurés pendant l'opération du système en 2021, comme présenté à la Figure 4.13. La plupart de ces analyses montrent que la santé des plantes soit a diminué ou est restée environ égale entre avril et juillet 2021, mais il y avait beaucoup de variation dans les données d'une semaine à une autre. Il est aussi important de noter que ces mesures étaient toujours prises dans les feuilles en meilleure santé, ce qui présente les plantes comme en meilleure santé que noté visuellement. Une mesure de la chlorophylle dans les feuilles était aussi effectuée par extraction à plusieurs reprises, qui montre que la présence d'un FPA n'a pas eu beaucoup d'impact sur la concentration des pigments dans les plantes. Ces mesures sont présentées à la Figure 4.14.

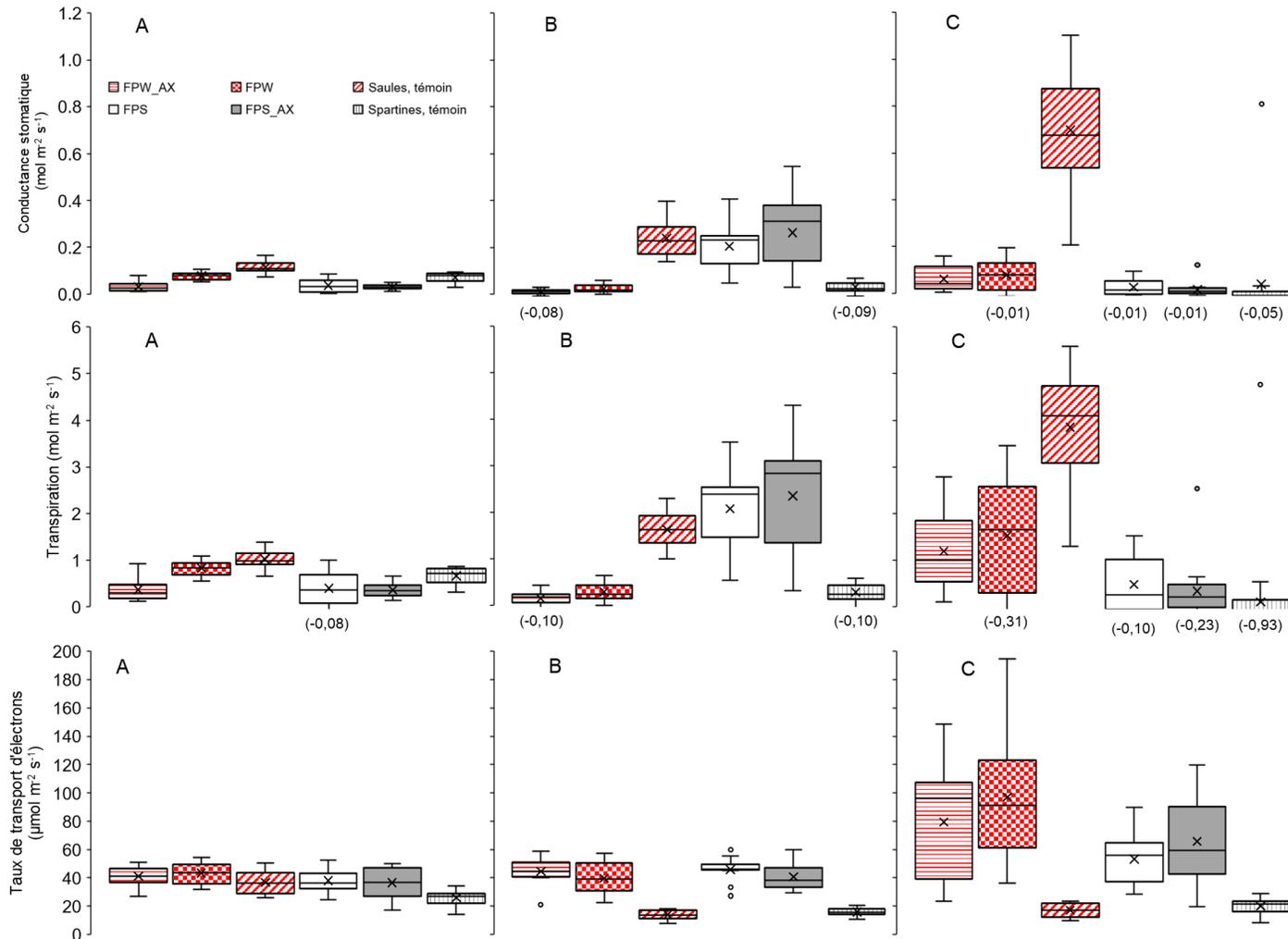
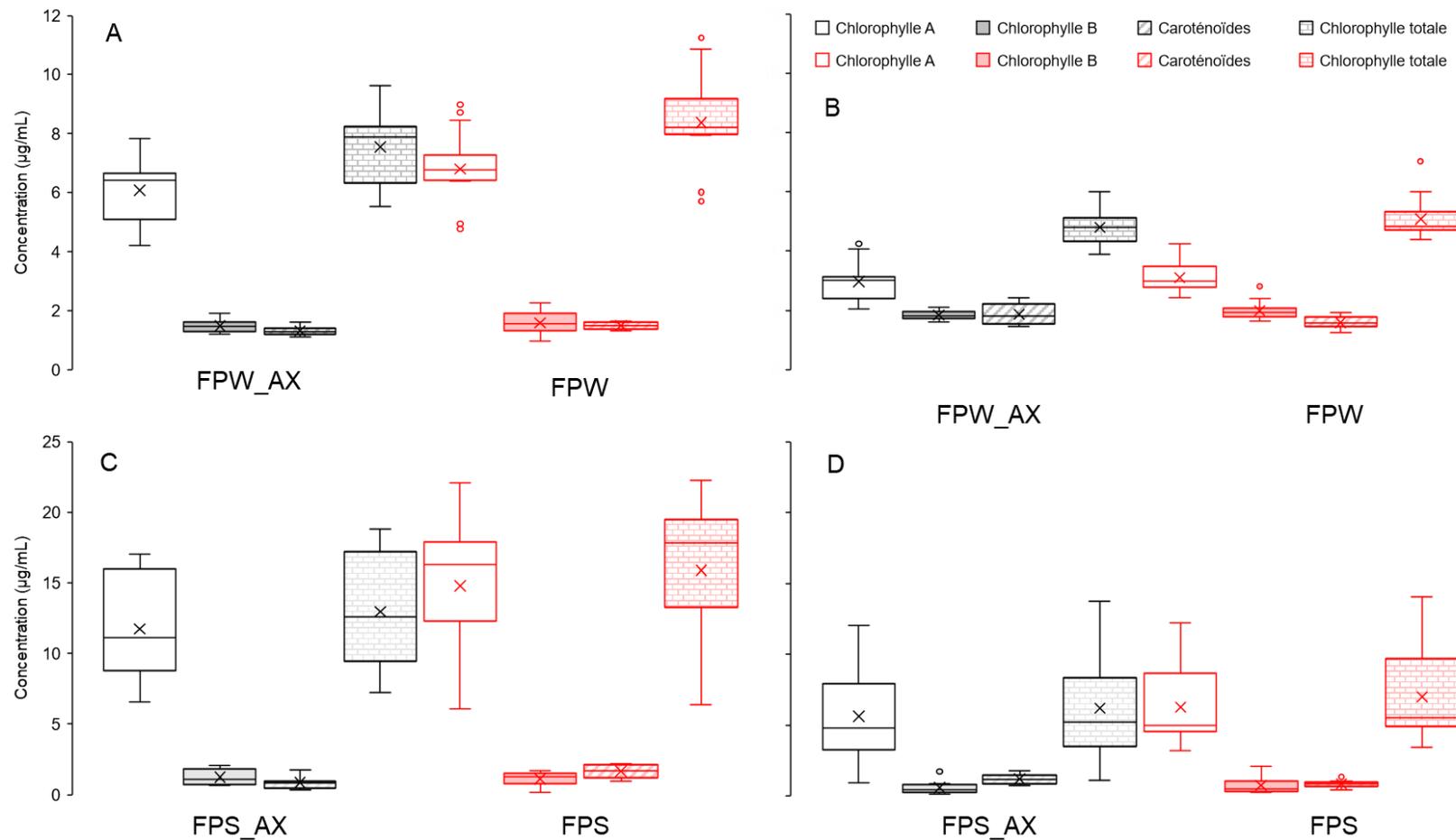


Figure 4.13 Conductance stomatique (première ligne), transpiration (deuxième ligne) et taux de transport d'électrons (troisième ligne) mesurés dans les saules et spartines dans les FP et les plantes témoins à trois dates différentes en été 2021 : A) 15 avril pour les plantes dans les FP et 20 avril pour les plantes témoins, B) 3 juin et c) 15 juillet. La ligne dans les boîtes : médiane. Le « x » dans les boîtes : moyenne.



Quand le système a été démonté en décembre 2021, la biomasse sèche des plantes accumulée dans l'ensemble de chaque FP a été mesurée. Les FP des spartines avaient accumulé entre 910 et 1 060 g de la biomasse sèche des plantes dans chaque filtre. Les FP des saules avaient accumulé moins de la biomasse sèche que ceux plantés avec les spartines. La biomasse sèche des plantes accumulée dans les FP des saules était entre 330 et 340 g. Dans les FP des saules, il y avait à chaque fois un saule par filtre qui a été dominant pour la croissance aérienne. Dans le FPW, la partie aérienne d'un saule avait une biomasse sèche de 120 g alors que l'autre n'avait que de 70 g. Dans le FPW_AX, un saule avait 150 g de la biomasse sèche aérienne et l'autre saule seulement 50 g. La biomasse sèche des parties racinaires a été similaire pour tous les saules. Les spartines avaient peu de biomasse sèche aérienne, car les plantes ont été coupées en août 2021. Cependant, la biomasse sèche racinaire par plante de spartine était supérieure à celle mesurée par plante de saule, soit de 80 à 300 g versus 50 à 80 g, respectivement. Les données de biomasse sèche des parties aériennes et racinaires pour chaque plante de chaque FP sont présentées à l'Annexe I, Tableau I2.

Les concentrations des métaux accumulés dans les parties aériennes et racinaires de plantes ont été mesurées suivant le démontage. Les concentrations des métaux accumulés dans les parties aériennes des spartines n'ont pas été mesurées car il y avait peu de feuilles sur les spartines, car ils ont été coupés en août 2021. Peu de fer n'était accumulé chez les saules avec presque aucun fer dans les parties aériennes, soit de $0,079 \pm 0,037$ mg/L (n=4), et une accumulation du fer de $1,82 \pm 0,66$ mg/L (n=4) dans les parties racinaires des saules. Il y avait plus de fer dans les parties racinaires des spartines, soit de $5,40 \pm 1,50$ mg/L (n=10). Pour le zinc, l'accumulation dans les parties aériennes et racinaires des saules était similaire, soit de 190 ± 20 µg/L (n=4) dans les parties aériennes et 230 ± 90 µg/L (n=4) dans les parties racinaires. L'accumulation du zinc dans les parties racinaires des spartines était similaire aussi, à 270 ± 40 µg/L (n=10). L'accumulation du bore était plus élevée dans les saules que les spartines. Les parties aériennes des saules ont accumulé des concentrations de 520 ± 150 µg/L (n=4) et les parties racinaires ont accumulé des concentrations de 610 ± 120 µg/L (n=4). Les parties racinaires des spartines ont accumulé des concentrations de 190 ± 30 µg/L (n=10). Cependant, il est difficile de bien comparer l'accumulation des métaux dans les différentes plantes et les différentes parties des plantes par les concentrations. La concentration mesurée de chaque métal dans chaque partie de plante pour chaque FP est présentée à l'Annexe I, Figure I2.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

5.1 Lixiviat

Le lixiviat jeune est habituellement caractérisé par des concentrations élevées en matière organique et NH_4 , mais les caractéristiques peuvent changer d'un LET à un autre et même d'une saison à une autre. Cependant, les concentrations en matière organique lors de cette étude ont été plus faibles que prévu. La concentration en DCO a été deux à trois fois moins concentrée que prévu et la concentration en DBO_5 a été quatre à 16 fois moins concentrée qu'attendu, comme présenté au Tableau 5.1 avec aussi une comparaison aux études similaires.

Tableau 5.1 Caractéristiques du lixiviat jeune de cette étude et des autres études précédentes

Paramètre	Unités	1	2	3	4	5
DCO	mg/L	> 10 000	5 000	3 760	3 500	1 600
DBO₅	mg/L	> 3 000	3 200	1 310	2 000	200
MES	mg/L	nd	120	73	nd	110
MVES	mg/L	nd	75	37	nd	30
NH₄	mg N/L	1 000 – 2 000	1 200 ^a	640	800	600
NOx	mg N/L	0	0,13	nd	nd	40
P_t	mg P/L	nd	2,1	nd	nd	6,0
SO₄	mg S/L	nd	56	20	nd	30
Na	mg/L	nd	1 000	1 350	nd	950
Fe	mg/L	nd	49	24	49	7,7
Cl	mg/L	nd	1 000	1 630	nd	960
Alc	mg CaCO ₃ /L	nd	4 300	6 090	nd	4 000
pH		nd	7,6	7,6	nd	8,0
EC	mS/cm	nd	6	15	nd	14

1 : (Langergraber et al., 2019; Renou et al., 2008)

2 : (Frédette, 2019)

3 : (Török, 2021); seulement le lixiviat jeune utilisé pour l'analyse du traitement par UASB

4 : Valeurs de conception

5 : Cette étude; valeurs moyennes

^a : $\text{NH}_3\text{-NH}_4$ reporté, valeur possiblement erronée, très élevée

nd : non disponible

La méthode d'analyse de la DBO_5 peut avoir causé une sous-estimation de cette concentration, mais il est aussi connu que le réservoir réfrigéré au Phytozone, où le lixiviat a été entreposé, a fonctionné comme un bioréacteur pour l'enlèvement de la matière organique. Pendant la première semaine d'entreposage, avant que la mesure de la DBO_5 soit prise, environ 7 % de la DCO a été dégradée dans ce réservoir. Il est probable que ce 7 % de la DCO représente la matière organique la plus facilement biodégradable et donc a eu aussi un impact sur la mesure de la DBO_5 . Mais ce

7 % représente seulement environ 100 mg DCO/L. Donc, la concentration plus faible en DBO₅ comparé aux autres études est probablement en raison de la nature du lixiviat qui a changé au LET, possiblement à cause d'un changement de cellule en exploitation. Les concentrations en fer étaient aussi plus faibles que prévu, à 8 mg/L du fer total comparées à 49 mg/L attendu. Malgré les faibles concentrations en matière organique et fer, les concentrations en NH₄ et en sels étaient similaires aux concentrations attendues et la concentration en NO_x était plus élevée qu'attendu.

Ceci présente certaines complexités du traitement d'un tel lixiviat. Premièrement, il faut un traitement qui est flexible pour traiter les concentrations variantes en matière organique et en NH₄. Deuxièmement, la matière organique est nécessaire pour la croissance de la biomasse et pour d'autres procédés biologiques comme la dénitrification. Des carences en matière organique facilement biodégradable pourraient avoir limité l'activité et le traitement biologique dans le système. Le lixiviat a aussi souvent les carences en phosphore et parfois en alcalinité pour la nitrification, alors il faut suivre plusieurs paramètres afin de vérifier que tous les composés sont présents dans les ratios nécessaires pour l'enlèvement souhaité.

5.2 Fonctionnement du prétraitement

Le prétraitement par UASB du lixiviat jeune du LET de WM à Sainte-Sophie pour l'enlèvement du fer a été étudié en profondeur par Török (2021). Le TCO alimenté au UASB dans cette présente étude était plus faible que des valeurs typiques, à $1,6 \pm 0,8$ kg DCO m⁻³ d⁻¹ comparé à 5 à 20 kg DCO m⁻³ d⁻¹ typiquement utilisé pour le traitement des effluents industriels comme de l'industrie alimentaire ou des pâtes et papiers (M&EA, 2014), comme présenté au Tableau 5.2. Cependant, le TCO appliqué dans cette étude était similaire aux TCO utilisés dans le traitement du lixiviat par UASB (Kettunen & Rintala, 1998; Török, 2021). Il faut prendre en considération que la biodégradabilité du lixiviat utilisé dans cette étude était faible, avec un ratio DBO₅/DCO de 0,13, comparé à un ratio minimal de 0,30 qui est typique pour du lixiviat jeune (Langergraber et al., 2019). En plus, le réservoir réfrigéré a permis l'enlèvement de la matière organique facilement biodégradable avant que le lixiviat arrive au réacteur UASB.

Tableau 5.2 EE et concentrations à l'affluent du réacteur UASB

	DCO		EE, %	DBO ₅		Fer total		Fer dissous		TRH	TRB
	kg m ⁻³ d ^{-1a}	mg/L ^a		mg/L ^a	EE, %	mg/L ^a	EE, %	mg/L ^a	EE, %	h	d
1	5 – 20 ^b	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	4 à 8	> 30
2	2 – 4	nd	nd	nd	nd	15 – 30	50 – 80	nd	nd	13 – 35	nd
3	1,5	3 600	32	1 160	62	16,7	43	4	12	48	91
4	1,6	1 600	9	200	5	7,7	12	2,1	10	28	196

1 : (M&EA, 2014)

2 : (Kettunen & Rintala, 1998)

3 : (Török, 2021)

4 : Cette étude

^a : Les concentrations et taux de charge présentés dans ce tableau sont à l'affluent de l'UASB

^b : Dans les applications de traitements des eaux industrielles à haute concentration (alimentaire, pâte et papier, etc.) et les applications de traitements des eaux usées municipales.

nd : non disponible

Les EE de la DCO et de la DBO₅ étaient plus faibles dans cette étude que dans ce qui est rapporté par Török (2021) qui peut être causé par plusieurs phénomènes. La concentration en DBO₅ à l'affluent d'UASB dans cette étude a été plus faible dans cette étude que dans Török (2021). La matière organique la plus facilement biodégradable a été dégradée, au moins à un certain point, dans le réservoir réfrigéré même avant d'être alimentée dans l'UASB. Ceci a possiblement causé une limitation en matière organique facilement biodégradable. Les boues n'ont jamais été purgées dans cette étude, alors il est aussi possible que les granules aient été moins actives après 196 jours de fonctionnement, comparé aux 91 jours de fonctionnement lors de l'étude de Török (2021) et au TRB minimal de 30 jours selon M&EA (2014), ou même que les granules ont été affectés par des substances toxiques présentes dans le lixiviat. Normalement, l'activité liée à l'enlèvement de la matière organique peut être confirmée par la production de biogaz dans ce type de réacteur. Les études du Török (2021) ont démontré une production de méthane de 160 mL CH₄/g DCO enlevée, avec une teneur en méthane du biogaz de 77 %. Lors de cette étude, un sac était installé pour récupérer les biogaz, mais aucun gaz n'a été récupéré. Donc soit peu ou aucun biogaz n'a été produit, soit le réacteur n'a pas été assez étanche pour permettre la récupération de ces gaz, ce qui serait l'explication la plus probable. Il est aussi possible qu'il y avait du court-circuitage et que la matière organique passait à travers le réacteur trop rapidement pour être transformée par la biomasse. Il est proposé qu'un TRB moins élevé requérant une vidange de boues plus fréquente, pourrait avoir réduit le court-circuitage, évitant une suraccumulation des boues au fond du réacteur. Le remplacement périodique des boues pourrait aussi avoir augmenté leur activité. Cependant, le remplacement récurrent des boues augmenterait les coûts d'opération de ce genre de système à pleine échelle.

L'enlèvement du fer total a été plus faible dans cette étude que ce qui est rapporté par Kettunen & Rintala (1998) et Török (2021), mais l'enlèvement du fer dissous était similaire à l'étude de Török (2021). Ceci suggère que l'enlèvement du fer dissous par les réactions avec H₂S produit par des bactéries sulfato-réductrices était similaire dans les deux études. La différence en enlèvement du fer total vient possiblement d'une différence en sédimentation du fer particulaire dans le lixiviat. Il est probable que du court-circuitage ait limité la sédimentation du fer particulaire dans l'UASB.

5.3 Fonctionnement des filtres plantés et filtres pré-anoxies

5.3.1 Aération

Les MF aérés sont habituellement conçus pour une consommation maximale d'oxygène de $100 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Ceci est normalement fourni par un taux d'aération d'au moins $0,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Langergraber et al., 2019). Dans cette étude, l'aération du FPT a été de $2,48 \text{ m}^3/\text{h}$ en moyenne ou de $5,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, ce qui est presque dix fois le taux d'aération de conception pour le traitement des eaux usées municipales par MF aéré. Le taux d'aération idéal pour un FP est normalement déterminé par les essais afin de déterminer l'influence de l'aération sur l'hydraulique du système, sur le colmatage et sur les cinétiques de réaction. Lors de cette étude, la concentration en OD dans les FP était de $7,8 \text{ mg O}_2/\text{L}$ en moyenne et souvent au-dessus de $9,0 \text{ mg O}_2/\text{L}$ à l'effluent des FP. Habituellement, l'efficacité de la nitrification augmente jusqu'à une concentration de 3 à $4 \text{ mg O}_2/\text{L}$ (M&EA, 2014). Donc l'aération, à une concentration de $7,8 \text{ mg O}_2/\text{L}$, a probablement dépassé les besoins du système. Ceci reste toujours à valider, car les concentrations élevées en OD sont parfois requises si la nitrification en conditions froides est souhaitée.

Les mesures de k_{LA} ont été effectuées à trois moments pendant l'expérience. Les valeurs de k_{LA} dans les réservoirs de FP remplis seulement avec de l'eau potable étaient entre 4 et 5 h^{-1} , ce qui est dans la gamme typique pour un mélange complet par l'aération à diffuseur aux grosses bulles de 3 à 6 h^{-1} . Les valeurs de k_{LA} ont grandement augmenté, par quatre à sept fois, lors de l'installation du gravier et des plantes dans les FP, jusqu'aux valeurs de 20 à 30 h^{-1} . Ceci est très élevé, même comparé aux valeurs typiques (au tour de 10 h^{-1}) pour un mélange complet par les diffuseurs aux fines bulles (Asselin, 1996). L'installation du gravier a probablement permis de fragmenter les bulles d'air lors de leur passage dans les FP, qui ensuite a augmenté la valeur k_{LA} . Les valeurs k_{LA} ont augmenté légèrement entre le début de saison automne 2020 et printemps 2021, par 5 à 40% . Cependant, la température de l'eau lors de l'essai en printemps 2021 a été plus faible qu'en automne 2021 et la correction de température a possiblement causé cette différence en valeurs (M&EA, 2014).

5.3.2 Écoulement

Les essais de traçage dans cette étude ont démontré que les cinq FP ont tous eu un écoulement très similaire, tel que présenté à la Figure 4.6. Cet écoulement ressemble fortement l'écoulement d'un

réacteur complètement mélangé et un peu moins à l'écoulement de deux réacteurs complètement mélangé en série, comme présenté à la Figure 5.1, ce qui est habituellement le cas pour les MF aérés à écoulement vertical (Fogler, 2006; Langergraber et al., 2019). Cette hypothèse a aussi été confirmée par la mesure de la concentration en OD, qui a démontré une concentration similaire aux trois hauteurs de mesure dans les cinq FP tout au long de l'étude.

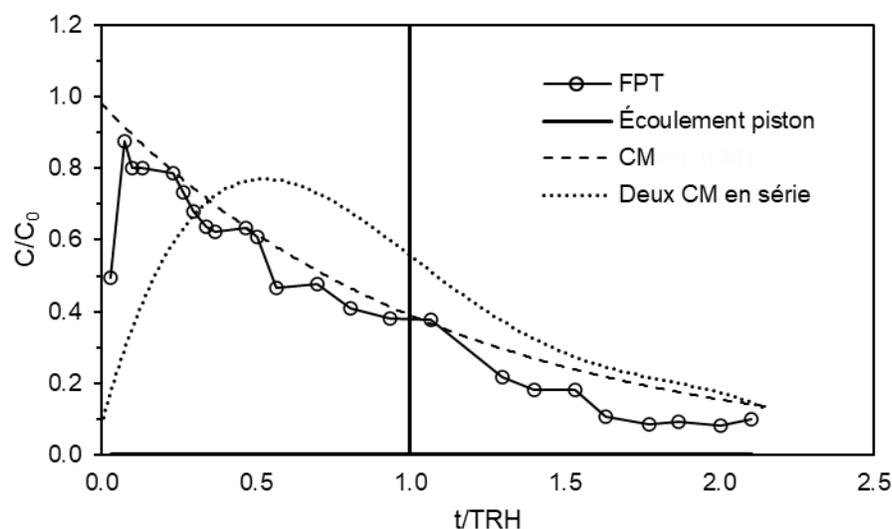


Figure 5.1 Écoulement normalisé dans le réacteur FPT comparé à l'écoulement typique des réacteurs à l'écoulement piston, complètement mélangé et de deux réacteurs complètement mélangés en série. C_0 est la masse de traceur injecté dans le FP divisé par le volume du liquide dans le FP. Inspiré de (Kadlec & Wallace, 2009).

Le type d'écoulement dans les FP a aussi été déterminé par les paramètres présentés au Tableau 5.3. Le graphique de la fonction F, utilisé pour calculer les valeurs de t_h , t_{10} et t_{90} , est présenté à l'Annexe H.1, à la Figure H2. L'IM de 10,5 confirme un écoulement entre piston et complètement mélangé, peut-être plus comme deux réacteurs complètement mélangés en série (M&EA, 2014). Le t_i/TRH et t_M/TRH ont été près de 0 qui indique un écoulement de type complètement mélangé (Argaman, 1964; M&EA, 2014), tant que des valeurs près de 1 indiqueraient un écoulement de type piston. La variance élevée de 560 a aussi confirmé un écoulement de type complètement mélangé, car les temps de séjour sont plus variables dans un système complètement mélangé que dans un système avec un écoulement de type piston (Argaman, 1964.) Le t_h/TRH a été inférieur de 1, ce qui indiquait que la courbe de distribution de temps de séjour a été déplacée à gauche. Ce déplacement suggère un faible court-circuitage et la présence des courants préférentiels (Argaman, 1964). Ceci est aussi confirmé par l'EV qui a été près de 0 % (Kadlec & Wallace, 2009). L'ED

près de 1 suggère une faible présence de zones mortes (Fogler, 2006). Alors, les FP ont fonctionné comme des réacteurs complètement mélangés ou comme deux réacteurs complètement mélangés en série, avec peu de zones mortes mais une certaine présence des courants préférentiels.

Tableau 5.3 Temps et facteurs calculés lors du deuxième essai de traçage pour le FPT

Paramètre	Symbole	Unités	Valeur
Temps de rétention hydraulique théorique des vides	TRH	d	30
Temps de début de l'apparition du traceur à l'effluent	t_i	d	0,93
Temps de début de l'apparition du traceur à l'effluent (normalisé)	t_i/TRH		0,03
Temps de rétention modal	t_M	d	2,2
Temps de rétention modal (normalisé)	t_M/TRH		0,07
Temps de rétention médian	t_h	d	17,0
Temps de rétention médian (normalisé)	t_h/TRH		0,6
Temps de rétention moyen	t_a	d	21
Temps de récupération de 10% du traceur	t_{10}	d	4,0
Temps de récupération de 90% du traceur	t_{90}	d	42
Indice de dispersion (indice de Morrill)	IM		10,5
Efficacité volumique	EV	%	9,5
Efficacité de déplacement	ED		0,7
Variance de la distribution des temps de séjour	σ^2	d	560

Les FP dans cette étude ont eu de longs TRH, soit d'environ 60 jours en fût vide et 30 jours pour le TRH des vides, et une forte aération pour mélangé les contenus. Cependant, les MF à écoulement vertical utilisés pour le traitement du lixiviat ont habituellement un TRH de seulement 1 à 10 jours (Bakhshoodeh et al., 2020) et les MF aérés à écoulement vertical utilisés pour le traitement des eaux usées municipales ont habituellement un TRH de 9 jours (Nivala et al., 2019). Les TRH plus longs peuvent améliorer l'enlèvement des contaminants, spécialement par les mécanismes physiques, mais peuvent aussi augmenter les risques de toxicité aux macrophytes. La salinité du lixiviat peut aussi inhiber certaines activités microbiennes et nécessiter les TRH plus longs par rapport à ceux pour le traitement des eaux usées municipales (Langergraber et al., 2019). Les longs TRH dans les FP étudiés ont permis une qualité d'effluent qui a respecté largement les critères de rejet au Québec, sauf pour le zinc qui doit faire l'objet d'un post-traitement spécifique. Ceci suggère que le TRH pourrait probablement être réduit toujours en respectant les critères de rejet au Québec pour la plupart des paramètres. La réduction de TRH permettrait une réduction de superficie du système requise pour le traitement du lixiviat par FP à pleine échelle.

5.3.3 Efficacités d'enlèvement

Les FP ont démontré des EE de la matière organique, de la matière particulaire et de l'azote similaires ou meilleures par rapport à des technologies similaires, telles que les RBS, les BAF, les LB et les MF à écoulement vertical, comme présenté au Tableau 5.4. Il faut noter que la plupart des autres études ont examiné le traitement des lixiviats d'âge moyen à vieilli ou n'ont pas précisé l'âge du lixiviat traité. Les TCH et TCO utilisés pour les FP étaient plus faibles que pour les autres technologies, mais similaires aux contraintes pour des MF à écoulement vertical avec aération forcée pour le traitement des eaux usées municipales (DWA, 2017). Les contraintes présentées par DWA (2017) suggèrent un TCH d'au moins $6 \text{ L m}^{-2} \text{ alimentation}^{-1}$, soit d'au moins $18 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ avec trois alimentations par jour. DWA (2017) suggère aussi un TCO maximum de $100 \text{ g DCO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ et un TCN-NH₄ maximum de $10 \text{ g NH}_4\text{-N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Les FP ont été alimentés à un TCH de $16 \pm 4 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, un TCO moyen de $21 \text{ g DCO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ et un taux moyen de charge volumique en NTK de $13 \text{ g NTK-N m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Ainsi, les FP de cette étude ont été alimentés à un TCH légèrement faible parfois, un TCO cinq fois plus faible et un taux de charge en NTK (et non NH₄) similaire aux MF à écoulement vertical à aération forcée. Les FP ont montré une bonne efficacité de traitement du lixiviat, malgré la présence de courants préférentiels et de certaines zones mortes confirmés par l'essai de traçage.

Les EE du fer par les FP ont varié entre 50 et 100 % pour le fer total à partir du mai 2021, ce qui était similaire aux EE rapportées pour les MF, soit de 60 % (Wojciechowska & Waara, 2011) à 84 % (Bulc, 2006) du fer total et de 96 à 97 % de fer(III) (Meky et al., 2019), et mieux que l'élimination de 35 % rapportée pour les RBS (Wu et al., 2016). Les FP ont obtenu de bonnes EE du zinc en 2020, soit de 80 % à 93 %, et des EE variées en 2021. Des technologies similaires ont également montré de larges gammes d'EE du zinc, soit de 16 % (Kadlec & Zmarthie, 2010) à 97 % d'élimination (Meky et al., 2019) dans les MF, 90 % d'élimination dans les RBS et 0 % dans les BAF tertiaires (Wu et al., 2016). L'enlèvement du zinc par les FP, cependant, est moins préoccupant dans cette étude car le LET de WM à Sainte-Sophie enlève le zinc actuellement par un procédé de coagulation/floculation en post-traitement, et cette technologie pourrait être gardée même si le lixiviat a été traité par les FP en amont. Peu de recherches ont été menées sur l'élimination du bore du lixiviat. Une étude a indiqué une EE d'environ 38 % du bore dans les MF non-plantés et jusqu'à 64 % d'élimination du bore dans les MF plantées à partir d'eaux usées synthétiques (Türker et al., 2016). L'étude de Türker et al. (2016) a démontré que l'élimination

était principalement réalisée par le stockage des sédiments et que les plantes ont augmenté l'élimination du bore de 0 à 27 %. Il est proposé que l'élimination du bore par les FP de cette étude s'est produite par des voies similaires, avec une élimination par décantation et absorption par les plantes au début de l'été 2021, une faible élimination ou une libération de bore suraccumulé en août et une élimination supplémentaire en septembre 2021.

Le lixiviat est connu pour avoir souvent les carences en phosphore, alors ce nutriment est souvent ajouté au lixiviat quand les traitements biologiques sont utilisés (Langergraber et al., 2019). Quand les nutriments sont limités dans les MF avec aération forcée, les bactéries réagissent par produire des substances gluantes à base de polysaccharides, qui causent de la mousse (Nivala et al., 2020). La mousse a été observée en surface des cinq FP dans cette étude. Il semble possible que, malgré l'ajout de sel de phosphate au lixiviat, il y ait tout de même eu une carence en phosphore.

Tableau 5.4 EE et critères de conception des FP de cette étude par rapport aux technologies similaires

Technologie	Âge du lixiviat	Taux de charge		EE					TRH
		TCH	TCO	DCO	DBO ₅	MES	N _t	NH ₄	
Unités :	-	L m ⁻² d ⁻¹	g DBO ₅ m ⁻³ d ⁻¹	%	%	%	%	%	d
RBS ¹	Moyen	nd	16	41 ± 9	86 ± 6	nd	71 ± 12	98 ± 2	12
BAF ²	Vieilli, avec municipale ²	1 600	273	76	98	80	nd	88	1
LB ³	nd	nd	nd	49	77	73	nd	60	nd
MF ⁴	nd	nd	nd	59 ± 22	80 ± 13	55 ± 20	88	67	1 à 10
FP ⁵	Jeune	16 ± 4	4,1 ± 5,6	78 ± 16	98 ± 2	98 ± 3	74 ± 16	99,8 ± 0,3	30 ^a

nd : non disponible

¹: RBS : EE présentées sont pour le premier des deux RBS en séries, sauf pour N_t qui a été seulement reporté pour le système général avec deux RBS en séries et un ajout de glycérol (Remmas et al., 2018)

²: BAF : 5 % lixiviat dans les eaux usées municipales (Ferraz et al., 2014)

³: LB : Lit bactérien (Luo et al., 2020)

⁴: MF : marais filtrant à écoulement vertical sans aération forcée (Bakhshoodeh et al., 2020)

⁵: FP : cette étude, filtre planté à écoulement vertical avec aération forcée

^a : TRH présenté pour cette étude est le TRH des vides

5.3.4 Enlèvement de l'azote

En posant l'hypothèse que les bilans sur l'azote seront à 100 %, il a été estimé que 50 à 63 % de l'azote alimenté dans les FP soit enlevé du système comme gaz, normalement présumé d'être enlevé par dénitrification. Cependant, il a été calculé qu'environ 2 % de l'azote dans les FP a été enlevé par volatilisation du NH_3 gazeux. Pour les FP, sauf le FPT, une certaine partie de l'azote aurait aussi été utilisée par les plantes quand elles étaient actives. Malgré ces autres enlèvements, une bonne partie de l'azote introduit aux FP, soit probablement de 48 à 60 %, est partie comme gaz soit par le procédé anammox ou dénitrification.

Une hypothèse est que le procédé anammox se soit produit à l'intérieur des floccs en simultané avec de la nitrification qui se serait produite dans les FP. La présence de la matière organique biodégradable, souvent avec les concentrations en DCO de 100 à 340 mg/L, peut créer des conditions plus favorables aux bactéries dénitrifiantes à la place des bactéries anammox (Wu et al., 2016). L'effluent des FP avait des concentrations de 308 à 791 mg DCO/L mais avec des concentrations très faibles en DBO_5 . Malgré les concentrations élevées en DCO, il est peu probable que la matière organique présente était facilement biodégradable et donc ne devrait pas avoir causé de la compétition avec des bactéries dénitrifiantes. Les concentrations en OD sont habituellement limitées à 0,3 mg O_2 /L pour le procédé anammox ou pour l'anammox et la dénitrification en simultané, car les concentrations élevées en OD peuvent aussi limiter les réactions du procédé anammox (Wang et al., 2010). Les FP dans cette étude étaient fortement aérés, avec des concentrations élevées en OD dans les FP, soit de $7,8 \pm 1,4$ mg O_2 /L (n=230). Cependant, la présence de zones mortes dans les FP pourrait avoir créé des zones anoxies ou avec de faibles concentrations en OD où le procédé anammox pourrait avoir eu lieu. Malgré ce fait, il est toutefois peu probable que l'azote soit parti des FP par le procédé anammox en simultané avec une nitrification complète.

Les bilans sur l'azote indiquent aussi la possibilité que la nitrification/dénitrification en simultané ait eu lieu. Si la dénitrification n'était pas considérée pour les bilans sur l'azote, les bilans auraient été sous 100 %, ce qui est typique pour les systèmes qui ont de la nitrification/dénitrification simultanée sous conditions de faible concentration en OD et de longs TRH (Barker & Dold, 1995). Par exemple, les systèmes de boues activées peuvent enlever plus que 90 % de N_t par nitrification/dénitrification simultanée quand l'OD est sous 0,5 mg O_2 /L et le TRH est plus long

que 25 jours (M&EA, 2014). Les FP dans cette étude étaient fortement aérés. Il est donc possible, mais peu probable, que l'épaisseur du biofilm bactérien ait été suffisante pour que l'intérieur de celui-ci soit en condition d'anoxie ou que les zones mortes présentes dans les FP aient été anoxies, permettant la dénitrification.

Si la dénitrification a eu lieu, il a semblé être limité. Les bilans sur la DCO, quand la dénitrification a été considérée, ont été tous au-dessus de 100 %, à 118 à 159 %. Si la dénitrification est complète, un ratio de 2,86 g DCO/g NO₃-N dénitrifié est utilisé et les bilans sur la DCO sont près de 100 % (Barker & Dold, 1995). Les bilans sur la DCO qui sont au-dessus de 100 % suggèrent que moins de matière organique a été consommée lors de la dénitrification que le ratio typique. La dénitrification incomplète de NO₃ peut produire des gaz NO et N₂O, à la place de N₂. La production de ces autres gaz est problématique car N₂O est un gaz à effet de serre avec un impact environnemental 300 fois plus sévère que le CO₂ et le NO peut rapidement être oxydé en N₂O dans l'atmosphère (M&EA, 2014). Le procédé anammox et la volatilisation de NH₃ ne consomment pas de matière organique, alors ceux-ci pourraient aussi expliquer la surestimation de consommation de la DCO.

Malgré les bonnes EE de N_t par les FP, les concentrations en NO_x sont toujours restées élevées à l'effluent des FP dans cette étude, entre 130 et 870 mg NO₃-N/L. Ceci est notamment dû à l'évaporation et l'évapotranspiration qui ont réduit le débit d'effluent et donc ont augmenté la concentration en NO_x. Le LET de WM à Sainte-Sophie est toujours en discussion avec le MELCC, mais un critère de rejet de 10 mg NO_x-N/L a été initialement proposé pour le LET, et une valeur entre 40 et 50 mg NO_x-N/L a été considérée comme une cible à viser (Comeau, communication personnelle, 4 mai 2022). Donc, quelle que soit la méthode d'enlèvement de N_t des FP, il faudrait améliorer son enlèvement avant d'utiliser cette technologie à pleine échelle. La manière la plus facile serait de réduire le taux d'aération, et donc réduire la concentration en OD dans les FP, afin de créer les conditions plus propices pour la nitrification/dénitrification en simultané et d'augmenter l'efficacité de la dénitrification dans les FPA.

Il est possible que la dénitrification dans les FPA ait été limitée à cause d'une carence en matière organique facilement biodégradable. Habituellement, la dénitrification a besoin de 2,86 g DCO/g NO₃-N dénitrifié ou de 4 g DBO₅/g NO₃-N dénitrifié, mais les besoins exacts en matière organique peuvent varier selon l'application (M&EA, 2014). Si tout le NH₄ à l'affluent a

été transformé en NO_3 , il y aurait eu environ 600 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ ou $4,1 \pm 2,9$ g $\text{NO}_3\text{-N/d}$ ($n=63$) à dénitrifier, en moyenne. Alors, pour dénitrifier tout le NO_3 produit, une charge de 11,7 g DCO/d ou 16,4 g $\text{DBO}_5\text{/d}$ aurait été requise. Cependant, les charges alimentées dans les FP étaient de 9,0 g DCO/d et 4,1 g $\text{DBO}_5\text{/d}$, en moyenne. L'infiltration de l'OD dans les FPA a probablement aussi limité leur fonctionnement vers la fin de l'étude. Alors, il faudrait réduire la concentration en OD dans l'effluent des FP recirculé vers les FPA et probablement ajouter de la matière organique facilement biodégradable afin de maximiser la dénitrification dans les FPA.

5.3.5 Risques de colmatage

Le rétrolavage des FP peut être difficile car la biomasse est souvent attachée au média filtrant. Alors, le colmatage des FP est un facteur limitant de la technologie. Le colmatage peut se faire par le surdéveloppement de la biomasse ou par l'accumulation du fer ou d'autres particules des MES. Le colmatage par le fer a été une préoccupation lors de cette étude, et la raison principale pour l'installation d'UASB. Lors du démontage des FP, les contenus des FP ont été récupérés et analysés afin de déterminer l'accumulation des contaminants dans les FP. Les FP ont accumulé $1\ 800 \pm 400$ g des MES et 820 ± 200 g de X_{DCO} , donc l'accumulation de la biomasse bactérienne est estimée représenter environ 46 % de l'accumulation de matières particulaires dans les FP. Les FP ont accumulé $1\ 200 \pm 320$ g MIES et seulement 14 ± 3 g du fer, ce qui suggère que le colmatage causé par l'oxydation du fer n'était pas un grand enjeu dans cette étude. Ceci peut être à cause des faibles concentrations du fer dans le lixiviat, de l'enlèvement du fer réussi dans l'UASB ou une combinaison des deux. L'accumulation des MES, qui représente une concentration d'environ 10 g/L dans les FP, démontre une accumulation des matières particulaires équivalente à seulement 1 % des vides, suggérant un faible risque du colmatage du système après 42 semaines d'opération. Malheureusement, très peu d'études incluent le démontage des FP et il est donc difficile de comparer les résultats de démontage obtenus pendant cette étude aux autres études similaires.

5.4 Plantation des filtres

5.4.1 Évapotranspiration

Un avantage à la plantation des FP est la réduction en débit d'effluent à cause de l'évapotranspiration. L'évapotranspiration des saules de cette étude se situait dans la partie

inférieure de la plage observée chez différents cultivars du genre *Salix* dans différentes applications de traitement et différents climats (Frédette et al., 2019c) et inférieure à celle du même cultivar de saule utilisé dans le traitement du lixiviat de préservation du bois au Québec (Frédette et al., 2019a), telle que présentée à la Figure 5.2A. L'évapotranspiration chez les spartines ressemblait à celle des graminées utilisées dans les MF (Teixeira et al., 2020) mais a été plus faible que l'évapotranspiration chez la même espèce de spartine utilisée dans les MF pour le traitement de l'eau contaminée avec des pesticides (Abas et al., 2022; Boucher-Carrier et al., 2022), comme présenté à la Figure 5.2B.

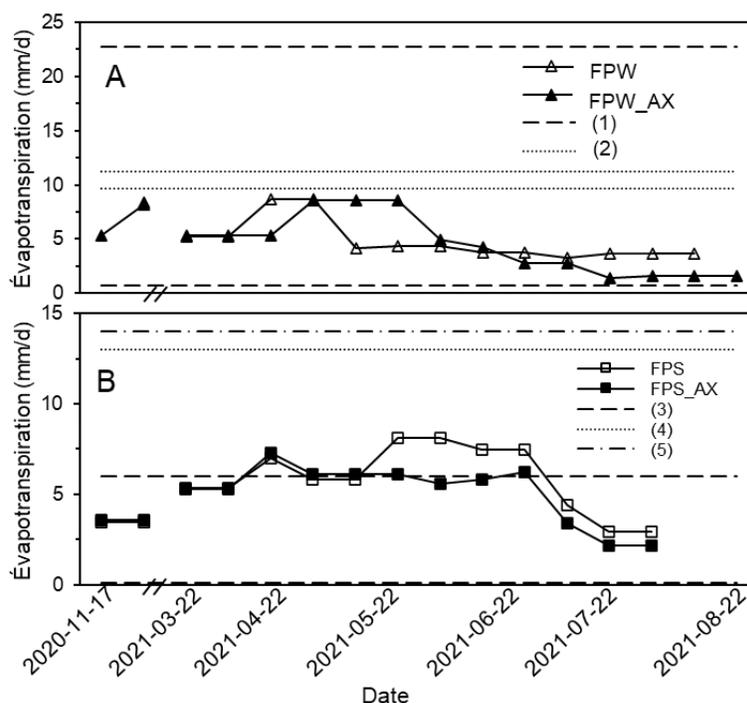


Figure 5.2 A) Évapotranspiration chez les saules des FP par rapport aux valeurs de la littérature. (1) (Frédette et al., 2019c); (2) (Frédette et al., 2019a) B) Évapotranspiration chez les spartines des FP comparée aux valeurs de la littérature. (3) (Teixeira et al., 2020); (4) (Abas et al., 2022); (5) (Boucher-Carrier et al., 2022)

Les taux d'évapotranspiration dans cette étude étaient élevés au début, puis ont diminué au cours de l'été 2021 avec la détérioration de la santé des plantes. L'évapotranspiration offrait une réduction du débit des effluents d'environ 15 à 20 % en moyenne par rapport à l'évaporation. L'eau partie du système par l'évaporation représentait 17 ± 8 % du débit d'affluent et l'eau partie par l'évapotranspiration des saules et des spartines représentaient 31 ± 21 % et 38 ± 16 %, respectivement. La diminution des taux d'évapotranspiration au cours de l'été 2021 suggère que cet effet ne serait pas durable à long terme. Les plantes ne semblaient pas bien tolérer l'exposition au

lixiviat et leur survie lors du traitement du lixiviat concentré par des FP peut être difficile sans dilution du lixiviat.

5.4.2 Toxicité pour les plantes

Plusieurs contaminants peuvent être toxiques aux plantes et la toxicité dépend souvent de la concentration de contaminant et de l'espèce de plante. Les concentrations élevées en sels, en bore et en certains autres composés organiques toxiques sont reconnues comme potentiellement toxiques pour les plantes (Langergraber et al., 2019). Les concentrations élevées en DCO peuvent aussi causer de la toxicité. Ceci peut être à cause d'un manque d'OD présent pour les plantes ou parce que les concentrations élevées en DCO peuvent indiquer la présence des composés organiques toxiques comme les phénols (Haq & Kalamdhad, 2021). Une étude a montré que des concentrations en DCO au-dessus de 830 mg/L ont causé jusqu'à 88 % d'inhibition de croissance des racines dans la plante *Allium cepa* (Bortolotto et al., 2009). La concentration en lixiviat dans cette étude était de 1 600 mg/L en moyenne. Avec la recirculation, la concentration en DCO alimentée dans les FP était d'environ 1 100 mg/L. Alors il est possible qu'une certaine inhibition à la croissance ait été causée par les concentrations en DCO.

L'ammonium peut aussi avoir des impacts phytotoxiques sur les plantes. Des essais avec le lixiviat ont montré que les concentrations en NH_4 entre 100 et 1 000 mg N/L sont toxiques pour les lentilles d'eau à un pH de 8 (Clément & Merlin, 1995). Ces mêmes concentrations ont été plus toxiques à un pH de 8 qu'à un pH de 5, à cause de la proportion de NH_4 qui se trouvait sous forme de NH_3 à la place de NH_4^+ . Le lixiviat dans cette étude avait un pH de 8,0 en moyenne, avec une concentration en NH_4 de 600 mg N/L en moyenne. Donc, il est possible que le pH élevé ait augmenté la concentration en azote ammoniacal sous forme de NH_3 dans l'eau, qui pourrait avoir été toxique pour les plantes.

Les concentrations élevées en sels sont aussi connues pour causer de la phytotoxicité. De manière générale, une EC de 0,002 mS/cm est recommandée dans l'eau alimentée aux plantes en horticulture (Frédette, 2019). Un lixiviat avec une EC de 8,9 mS/cm a été démontré être phytotoxique pour les saules après deux semaines d'irrigation avec des signes visibles de nécrose et une diminution de la chlorophylle dans les feuilles (Cureton et al., 1991). Cependant, lors des essais préliminaires pour cette étude, aucune phytotoxicité n'a été observée dans les saules ni les spartines après leur alimentation avec lixiviat brut pendant trois mois (Frédette, 2019). Les MF

utilisés pour les essais préliminaires n'ont pas été aérés et le lixiviat a été ajouté d'une façon qui a permis une certaine dilution par la pluie et par l'eau propre ajoutée au début de l'étude. L'essai préliminaire pour les plantes a aussi seulement durée trois mois, comparé à cette étude où les plantes étaient alimentées par le lixiviat pendant plus que sept mois.

Les différences visuelles sont parfois difficiles à noter, mais les concentrations élevées en sels peuvent avoir des impacts sur la transpiration et la conductance stomatique des plantes. La transpiration et la conductance stomatique des plantes de cette étude ont été probablement impactées par le lixiviat et aussi par les conditions dans la serre, comme présentées au Tableau 5.5. La transpiration des spartines des FP a été dans la gamme des valeurs mesurées pour cinq espèces des graminées dans les MF utilisés pour le traitement des eaux usées de cokéfaction (Xiang et al., 2018). La conductance stomatique des spartines des FP a été, en moyenne, plus élevée que pour les graminées utilisées dans FP pour la réhabilitation des sables bitumineux (Glaeser et al., 2016). Cependant, la conductance stomatique dans les graminées de référence a varié avec les concentrations en sodium différentes. À 5 mg Na/L, la conductance stomatique était d'environ $80 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ et cela a diminué jusqu'à environ $30 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ à une concentration de 1 250 mg Na/L. Par la mi-juillet 2021, la conductance stomatique dans les spartines des FP dans cette étude a diminué à $25 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ et la concentration de sodium dans le lixiviat était de 950 mg Na/L, en moyenne.

Tableau 5.5 Transpiration et conductance stomatique dans les saules, les spartines et graminées de cette étude et des études similaires

Plante	Condition	Transpiration $\text{mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	Conductance stomatique $\text{mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
Saule	FP	$0,98 \pm 0,75$	69 ± 61
	Témoin	$3,2 \pm 1,1$	200 ± 77
	Reference	2,7 à 3,2 ^a	310 à 420 ^b
Spartine	FP	$1,37 \pm 0,7$	100 ± 78
	Témoin	$0,55 \pm 0,62$	35 ± 28
Graminée	Reference	0 à 3 ^c	40 à 80 ^d

a : (Frédette et al., 2019a)

b : (Frédette et al., 2019b)

c : (Xiang et al., 2018)

d : (Glaeser et al., 2016)

Certains métaux sont aussi reconnus pour être toxiques pour les plantes. Certaines études ont démontré que le cadmium (Cd), cuivre (Cu) et nickel (Ni) sont les métaux les plus toxiques pour les lentilles d'eau. Une étude a montré des signes de toxicité dans les lentilles d'eau avec un lixiviat

ayant des concentrations de métaux de moins que 0,08 µg Cd/L, de 26 µg Cu/L et de 0,47 à 2,97 mg Zn/L (Gamoń et al., 2019). Le lixiviat dans cette étude avait des concentrations de 97 ± 73 µg Cu/L (n=10) et $0,42 \pm 0,36$ mg Zn/L (n=14). Le cadmium n'a pas été mesuré dans le lixiviat dans cette étude. Il est possible que les concentrations de Cu et Zn étaient assez élevées pour causer la phytotoxicité dans cette étude.

Le bore est aussi connu de causer de la phytotoxicité et spécifiquement de la nécrose des feuilles. Les plantes sensibles tolèrent habituellement 0,3 à 1,0 mg/L et même les plantes considérées tolérantes commencent à être affectées à des concentrations au-dessus de 4 mg/L (Landi et al., 2019). La concentration en bore dans le lixiviat utilisé dans cette étude était de 8,2 mg/L en moyenne, ce qui pourrait avoir été assez élevé pour causer de la phytotoxicité dans les saules et les spartines.

Récemment, l'aération forcée des MF et des FP a aussi été démontrée avoir les effets négatifs sur la santé et le développement des plantes. L'effet varie selon l'espèce de plante, avec des impacts plus marqués pour certaines espèces, par exemple plus marqués pour *Phragmites australis* que pour *Typha latifolia* (Nivala et al., 2020). L'étude de Nivala et al. (2020) a démontré que les *Phragmites australis* dans les MF avec aération forcée ont eu une couverture réduite sur les surfaces des MF, une croissance de la biomasse aérienne freinée, une croissance de la biomasse racinaire altérée et des feuilles jaunies. L'aération forcée crée de la turbulence dans l'eau, ce qui suggère un impact sur la croissance des racines fines dans les MF. Nivala et al. (2020) rapportent avoir observé le jaunissement des feuilles dans les MF avec aération forcée et sans aération forcée, mais il est possible que l'aération de l'eau rende le fer et le manganèse, qui sont essentiels pour la croissance des plantes, sous des formes qui ne sont pas biodisponibles et que les carences en ces éléments causent ensuite le jaunissement des feuilles.

La croissance des algues peut aussi avoir un effet négatif sur le développement des plantes. Les algues ont été fortement présentes sur la surface des FP de cette étude à cause de l'exposition au soleil à la surface et la présence des nutriments. Les algues produisent des composés fibreux qui peuvent essentiellement asphyxier les nouvelles parties des plantes quand elles commencent à pousser au niveau de la surface (Nivala et al., 2020).

Malgré tous les composés dans le lixiviat qui peuvent être toxiques pour les plantes, plusieurs études ont démontré la survie des plantes dans les MF utilisés pour le traitement du lixiviat, comme

présenté au Tableau 5.6. Les *Phragmites australis* sont utilisés typiquement en Europe. Les *Phragmites australis*, *Phragmites arundinacea*, *Lythrum salicaria*, et *Typha latifolia* sont souvent remplacés en Amérique du Nord par les *Asclepias incarnata*, *Colocasia esculenta*, *Cyperus alternifolius*, *Iris versicolor*, *Sagittaria latifolia*, *Scripus atrovirens*, *Sotalis fluviatilis* et différentes espèces de *Canna* à cause des soucis sur l'invasion de certaines espèces (Nivala et al., 2020).

Tableau 5.6 Comparaison de la survie des plantes dans différentes études de traitement du lixiviat par les systèmes plantés

Espèces de plante	Survie de plantes ¹	Âge du lixiviat	Dilution du lixiviat	Caractéristiques du lixiviat (mg/L)						Réf.
				DCO	DBO ₅	NH ₄	Fe	B	EC ²	
<i>P. australis</i>	-	nd	nd	4 700	950	160	21	nd	nd	1
<i>T. latifolia</i>	+	Vieilli	Par pluie	650	nd	380	21	3,8	9,5	2
<i>S. rigida</i>	-	Vieilli	Par pluie	780	120	210	21	nd	nd	3
<i>T. domingensis</i> , <i>S. californicus</i> , <i>I. pseudacorus</i>	-	Jeune, vieilli	Aucune	3 000	840	2 500	nd	nd	24	4
<i>T. domingensis</i> , <i>I. pseudacorus</i>	+	Jeune, vieilli	10x	3 500	630	1 800	nd	nd	35	4
<i>S. miyabeana</i> 'SX67', <i>S. michauxianus</i>	-	Jeune	Aucune	1 600	200	600	7,7	8,2	14	5

nd : non disponible

¹: Survie des plantes présentée comme – à + où – signifie une diminution dans la santé des plantes ou la morte des plantes et + signifie une croissance et survie des plantes.

²: mS/cm.

Réf.: Références: 1 (Meky et al., 2019); 2 (Kadlec & Zmarthie, 2010); 3 (Nivala et al., 2007); 4 (Silvestrini et al., 2019); 5 cette étude

Noms des espèces des plantes : *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Solidago rigida*, *Typha domingensis*, *Schoenoplectus californicus*, *Iris pseudacorus*, *Salix miyabeana* 'SX67', *Sporobolus michauxianus*.

La survie des plantes semble se produire dans les systèmes avec des niveaux de dilution du lixiviat plus élevés ou des concentrations plus faibles en DCO, NH₄ et EC dans le lixiviat comme dans le lixiviat vieilli. *Typha latifolia*, *Typha domingensis* et *Iris pseudacorus* semblent être les plus résistants au lixiviat. Dans cette étude, le lixiviat n'a pas été dilué, mais la recirculation interne a aidé à réduire les concentrations en DCO et NH₄. Cependant, la recirculation n'a pas réduit les concentrations en sels ni l'EC. Alors, il est possible que les plantes dans cette étude puissent avoir survécu si le lixiviat avait été dilué.

Il est difficile de déterminer exactement pourquoi le lixiviat a causé de la phytotoxicité dans cette étude. Il est probable que plusieurs facteurs aient agi en même temps comme les concentrations élevées en DCO, métaux et sels et l'aération. Il est aussi possible que le pH élevé ait transformé une partie de l'azote ammoniacal en ammoniac qui est toxique aux plantes. Les conditions dans le Phytozone étaient aussi loin des conditions optimales. L'humidité et les températures élevées ont possiblement eu des impacts négatifs sur la santé des plantes. Si cette étude avait été faite à l'extérieur, la dilution par la pluie et l'humidité ainsi que les températures moins extrêmes pourraient avoir aidé les plantes à tolérer les conditions d'opérations. Cependant, avec tous les autres composés potentiellement toxiques dans le lixiviat, et il est proposé que l'opération à l'extérieur n'aurait probablement pas permis la survie des plantes dans les FP.

5.5 Critères de conception

Bien que les concentrations en fer aient été faibles lors de cette étude, les caractéristiques du lixiviat peuvent changer et le colmatage d'un FP par l'accumulation du fer oxydé serait complexe à régler (Nivala et al., 2007). Alors, si un FP a été utilisé à grande échelle, l'installation d'une unité d'enlèvement du fer comme l'UASB serait toujours recommandée.

L'installation des FPA est importante quand il y a des critères de rejet sur N_t ou sur les NO_x , car leurs concentrations sont souvent très élevées après la nitrification et après la concentration d'effluent par évaporation ou évapotranspiration. Cependant, pour obtenir une bonne dénitrification, il faudrait probablement ajouter une source de matière organique facilement biodégradable, comme le méthanol, afin d'avoir les meilleures EE de NO_x et les faibles concentrations à l'effluent (M&EA, 2014). Il faudrait aussi valider que la concentration en OD dans l'effluent du FP recirculé n'est pas trop élevé afin de garder les FPA en anoxie.

Si un filtre était utilisé à pleine échelle pour le traitement de lixiviat jeune, il est suggéré que ce soit un filtre non-planté. Sinon il faudrait probablement diluer le lixiviat ou trouver des plantes mieux adaptées au lixiviat jeune et à l'aération. Cependant, l'installation du FP à l'extérieur aurait déjà l'avantage d'être diluée en partie par la pluie et la neige mais il est probable que cette dilution naturelle soit insuffisante pour la survie des plantes. Pour le traitement de 1 500 m³/d de lixiviat avec le TRH de 30 jours utilisé dans cette étude, un filtre prendrait une aire de 90 000 m² si la profondeur du filtre était de 1 m. Si le TRH était diminué à 10 jours, comme c'est typique pour un

MF à écoulement vertical (Bakhshoodeh et al., 2020; Nivala et al., 2019), une aire de 30 000 m² serait requise, ce qui correspond à environ trois terrains de football ou deux fois la superficie du bassin d'accumulation présentement utilisé au LET de WM à Sainte-Sophie. Il faudrait réaliser des essais à plus grande échelle afin de vérifier si le TRH peut être réduit et toujours respecter les critères de rejet, et déterminer le coût d'installer et opérer un tel système.

Il est suggéré de réduire l'aération au filtre non-planté afin de réduire les coûts d'opération, réduire les risques de retour d'OD vers les FPA et même possiblement introduire ces zones anoxiques dans le filtre planté pour encore augmenter la dénitrification. Le système d'aération pourrait être contrôlé par l'ajout d'un oxymètre avec un contrôle automatique de l'aération pour maintenir une concentration en OD dans le filtre autour de 3 ou 4 mg O₂/L (M&EA, 2014) plutôt que 7,8 mg O₂/L qui a été la concentration moyenne dans les FP de cette étude. Il est toujours recommandé d'inclure un post-traitement pour l'enlèvement du zinc, comme par coagulation/floculation, si les critères de rejet s'appliquent pour ce polluant.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif de ce projet était de déterminer si les FP aérés à écoulement vertical ont été capables de traiter du lixiviat jeune de LET au point de respecter les critères de rejet au Québec. Le lixiviat a été prétraité par un réacteur UASB afin d'enlever une partie du fer particulaire et du fer dissous, afin d'éviter le colmatage des FP. Cinq FP ont été opérés en parallèle et alimentés avec $16 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de lixiviat. Deux FP ont été plantés avec deux saules *Salix miyabeana* 'SX67' chacun, deux FP ont été plantés avec cinq spartines *Sporobolus michauxianus* chacun, et un filtre a été non-planté. Un FP avec des saules et un FP avec des spartines avaient des FPA installés en amont. Un objectif de l'étude a été de mesurer l'impact des FPA sur l'enlèvement de N_t . Il a été aussi de déterminer l'impact de plantation sur la capacité du traitement par le FP et de déterminer l'impact du lixiviat sur la santé des plantes. Finalement, un objectif était de déterminer les critères de conception pour l'installation à pleine échelle d'un tel système de traitement. L'opération du système a duré 42 semaines au total et les résultats des 28 premières semaines d'opération ont été discutés dans ce mémoire.

6.1 Conclusions

Les conclusions tirées de cette étude sont les suivantes :

- Les cinq FP ont traité le lixiviat au point de respecter les critères de rejet au Québec pour tous les paramètres sauf pour le zinc qui peut être enlevé par coagulation/floculation comme post-traitement, ce qui est actuellement fait au LET de WM à Sainte-Sophie. Les FP ont démontré les EE de $79 \pm 15 \%$ de la DCO, $99 \pm 2 \%$ de la DBO_5 , $98 \pm 3 \%$ des MES, $74 \pm 16 \%$ de N_t , $100 \pm 0 \%$ de NH_4 , $95 \pm 7 \%$ du fer, $59 \pm 29 \%$ du zinc et $34 \pm 25 \%$ du bore. Le critère de rejet pour le N_t ou les NO_x au LET en question est toujours en discussion avec le MELCC, mais ce critère ne serait probablement pas respecté par les FP de cette étude.
- La plantation des FP a eu peu d'impact sur le traitement du lixiviat jeune, avec des EE et des qualités d'effluent similaires pour les cinq FP.
- Les plantes se sont révélées peu tolérantes au lixiviat jeune et un taux de mortalité élevé a été observé pour toutes les plantes vers la fin de l'expérience.

- L'ajout des FPA a permis une plus grande dénitrification, par 5 à 10 %, et une plus grande EE de N_t , par environ 3 à 20 %, en comparant les FP plantés avec le même type de plante avec et sans FPA. Les EE de N_t ont été de 75 ± 12 % ($n = 4$) dans le FPT, de 59 ± 21 % ($n = 7$) dans le FPW comparé à 80 ± 10 % ($n = 6$) par FPW_AX et 78 ± 11 % ($n = 7$) dans le FPS comparé à 81 ± 9 % ($n = 6$) dans le FPS_AX. Cependant, l'enlèvement de N_t par les FPA semblait être limité par une infiltration en OD ou un manque de matière organique facilement biodégradable.
- Les critères de conception pour un filtre non-planté n'ont pas pu être déterminés de façon fiable car il semble que le TRH des FP a été plus long que nécessaire pour le traitement souhaité mais le TRH et l'aération minimale requis restent toujours à confirmer. Il est suggéré de garder un UASB et un FPA pour un système à pleine échelle afin d'enlever du fer en amont du FP par le réacteur UASB et d'augmenter l'enlèvement de N_t par dénitrification. Il faudrait possiblement ajouter de méthanol au FPA. Un traitement physico-chimique du zinc serait requis en aval du filtre, comme par coagulation/floculation qui est déjà en place au LET de WM à Sainte-Sophie.

6.2 Recommandations

Les recommandations pour les études futures sont les suivantes :

- Faire des suivis plus rigoureux sur la concentration de NH_4 dans le lixiviat et les concentrations en alcalinité et pH à l'effluent des FP afin d'éviter les pH faibles qui ne respectent pas les critères de rejet à l'effluent des FP.
- Réaliser un essai de traçage dans le réacteur UASB afin de déterminer s'il y a un court-circuitage et étudier l'effet de la fréquence et du débit de vidange de boues sur l'enlèvement du fer par le réacteur UASB.
- Mesurer les acides gras volatils dans le lixiviat et dans l'effluent d'UASB afin de déterminer si les premières étapes de digestion anaérobie, soit l'hydrolyse et l'acidification, ont eu lieu.
- Étudier l'effet d'ajout de méthanol aux FPA et la réduction d'aération dans les FP, afin de minimiser l'infiltration d'OD dans les FPA et de déterminer si la dénitrification a été limitée par une carence de matière organique facilement biodégradable.

- Analyser le biofilm bactérien des FP afin de confirmer la présence ou l'absence de différentes bactéries comme les *ammonia oxidizing bacteria*, les *nitrite oxidizing bacteria*, les *ammonia nitrifying organisms* et les bactéries dénitrifiantes afin de mieux comprendre les mécanismes d'enlèvement de N_t qui se sont produits dans les FP.
- Déterminer le débit d'aération minimal ou les intervalles d'aération idéaux pour diminuer les coûts d'opération et pour diminuer la concentration en OD envoyée au FPA, mais en respectant les critères de rejet sur la DBO_5 et le NH_4 .
- Mesurer le taux d'utilisation d'oxygène pour mieux calculer les bilans sur la DCO des FP.
- Déterminer le TRH minimal et/ou les TCH et TCO maximales qui peuvent être appliqués au filtre non-planté au débit d'aération réduit et toujours respecter les critères de rejet sur tous les paramètres sauf le zinc.
- Installer un filtre non-planté à plus grande taille de pilote au site de LET afin de caractériser l'impact des fluctuations journalières sur les caractéristiques du lixiviat et de la dilution du lixiviat par les effets météorologiques sur le traitement par le filtre.
- Réaliser une analyse technico-économique afin d'estimer le coût de construction et d'opération d'un tel système et de déterminer si son installation et opération serait avantageuse pour un LET à pleine échelle.

RÉFÉRENCES

- Abas, K., Brisson, J., Amyot, M., Brodeur, J., Storck, V., Montiel-Léon, J. M., Duy, S. V., Sauvé, S., & Kõiv-Vainick, M. (2022). Effects of plants and biochar on the performance of treatment wetlands for the removal of the pesticide chlorantraniliprole from agricultural runoff. *Ecological Engineering*, 175, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106477>
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements* (FAO Irrigation and drainage paper 56). FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, IT.
- Aluko, O. O., & Sridhar, M. K. (2013). Evaluation of leachate treatment by trickling filter and sequencing batch reactor processes in Ibadan, Nigeria. *Waste Management & Research*, 31(7), 700–705. <https://doi.org/10.1177/0734242X13485867>
- APHA, AWWA, & WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23^e éd.). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). Washington, D.C.
- Argaman, Y. R. (1964). Comparison of methods for evaluation of detention time distribution in continuous flow sedimentation basins. *Israel Journal of Technology*, 228–232.
- ASCE. (2007). *Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water* (ASCE/EWRI 2-06). American Society of Civil Engineers. Reston, VA.
- Asselin, C. (1996). *Facteurs de correction de performance d'aération pour les aérateurs statiques et les diffuseurs à membranes fines bulles utilisés dans les étangs aérés facultatifs du Québec* [Rapport de maîtrise, École Polytechnique Montréal].
- ASTM International. (2017). *Standard Test Method for Bulk Density (“Unit Weight”) and Voids in Aggregate* (ASTM Standard C29/C29M-17a). West Conshohocken, PA. https://doi.org/10.1520/C0029_C0029M-17A
- ASTM International. (2019). *Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates* (ASTM Standard C136/C136M – 19). West Conshohocken, PA. https://doi.org/10.1520/C0136_C0136M-19
- Bae, J. H., Cho, K. W., Lee, S. J., Bum, B. S., & Yoon, B. H. (1998). Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid wastes. *Water Science and Technology*, 38(2), 159–168. <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0129>
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., Santos, R. M., Babaei, A. A., Vymazal, J., & Paydary, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146, 105725. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105725>
- Barbeau, L.-C. (2018). *Potentiel de traitement de lixiviat de lieu d'enfouissement technique par une plantation filtrant de saule* [Rapport de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Barker, P. S., & Dold, P. L. (1995). COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems. *Water Research*, 29(2), 633–643.
- Bashir, M. J. K., Aziz, H. A., Yusoff, M. S., & Adlan, M. N. (2010a). Application of response surface methodology (RSM) for optimization of ammoniacal nitrogen removal from

- semi-aerobic landfill leachate using ion exchange resin. *Desalination*, 254(1–3), 154–161. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.12.002>
- Bashir, M. J. K., Aziz, H. A., Yusoff, M. S., Aziz, S. Q., & Mohajeri, S. (2010b). Stabilized sanitary landfill leachate treatment using anionic resin: Treatment optimization by response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1–3), 115–122.
- Begum, S., Anupoju, G. R., Sridhar, S., Bhargava, S. K., Jegatheesan, V., & Eshtiaghi, N. (2018). Evaluation of single and two stage anaerobic digestion of landfill leachate: Effect of pH and initial organic loading rate on volatile fatty acid (VFA) and biogas production. *Bioresource Technology*, 251, 364–373. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.069>
- Benli, B., Kodal, S., Ilbeyi, A., & Ustun, H. (2006). Determination of evapotranspiration and basal crop coefficient of alfalfa with a weighing lysimeter. *Agricultural Water Management*, 81(3), 358–370. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.05.003>
- Bernard, C., Colin, J. R., & Anne, L. D.-D. (1997). Comparison of physico-chemical characteristics of landfill leachates with their toxicity determined with a battery of tests. *Chemosphere*, 35(11), 2783–2796. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00332-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00332-9)
- Bohdziewicz, J., Bodzek, M., & Górski, J. (2001). Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate. *Process Biochemistry*, 36(7), 641–646. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(00\)00259-4](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(00)00259-4)
- Bortolotto, T., Bertoldo, J. B., da Silveira, F. Z., Defaveri, T. M., Silvano, J., & Pich, C. T. (2009). Evaluation of the toxic and genotoxic potential of landfill leachates using bioassays. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 28(2), 288–293. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2009.05.007>
- Boucher-Carrier, O., Brisson, J., Abas, K., Duy, S. V., Sauv e, S., & K oiv-Vainick, M. (sous presse). Effects of macrophyte species and biochar on the performance of treatment wetlands for the removal of glyphosate from agricultural runoff. https://www.engineeringvillage.com/share/document.url?mid=cpx_4a0504f918061003b27M6b9d1017816328&database=cpx&view=detailed
- Boutin, R. (2021). *Conception et mise en opération de filtres plant es aérés pour le traitement secondaire de lixiviat de lieu d'enfouissement technique* [Rapport de maîtrise,  cole Polytechnique de Montréal].
- Bulc, T. G. (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 26(4), 365–374. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.01.003>
- CEAEQ. (2012). *Détermination des Compos es Phénoliques (Indice Phénol): Méthode Colorimétrique Automatis e avec l'Amino-4-Antipyrine* (MA. 404 – I.Ph . 2.2, révision 2). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Québec, QC. <https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA404IPhe22.pdf>
- CEAEQ. (2014). *Recherche et Dénombrement des Coliformes Thermotol rants (Fécaux) et Confirmation à l'Espèce Escherichia coli: Méthode par Filtration sur Membrane* (MA. 700-Fec.Ec 1.0, révision 5). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Québec, QC. <https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700FecEc10.pdf>

- CEAEQ. (2020). *Détermination des Anions: Méthode par Chromatographie Ionique* (MA. 300 – Ions 1.3, révision 6). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Québec, QC. <https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA300Ions13.pdf>
- Cerminara, G., Raga, R., Hirata, O., & Pivato, A. (2020). Denitrification of low C/N landfill leachate in lab-scale landfill simulation bioreactors. *Waste Management*, *113*, 236–243. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.041>
- Chen, Z., Wang, X., Chen, X., Yang, Y., & Gu, X. (2019). Pilot study of nitrogen removal from landfill leachate by stable nitrification-denitrification based on zeolite biological aerated filter. *Waste Management*, *100*, 161–170. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.020>
- Christensen, T. H., Cossu, R., & Stegmann, R. (édit.). (2005). *Landfilling of Waste: Leachate* (1^{re} éd.). Taylor & Francis. London, UK. <https://doi.org/10.1201/9781482288933>
- Clément, B., & Merlin, G. (1995). The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. *Science of The Total Environment*, *170*(1–2), 71–79. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04563-G](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04563-G)
- Cureton, P. M., Groenevelt, P. H., & McBride, R. A. (1991). Landfill Leachate Recirculation: Effects on Vegetation Vigor and Clay Surface Cover Infiltration. *Journal of Environmental Quality*, *20*(1), 17–24. <https://doi.org/10.2134/jeq1991.00472425002000010005x>
- Di Iaconi, C., Pagano, M., Ramadori, R., & Lopez, A. (2010). Nitrogen recovery from a stabilized municipal landfill leachate. *Bioresource Technology*, *101*(6), 1732–1736. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.013>
- DWA. (2017). *Principles for Dimensioning, Construction and Operation of Wastewater Treatment Plants with Planted and Unplanted Filters for Treatment of Domestic and Municipal Wastewater* (DWA-A 262E). German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA). Hennef, DE.
- Environment and Climate Change Canada. (2022). *Canadian environmental sustainability indicators: Solid waste diversion and disposal*. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/environmental-indicators/solid-waste-diversion-disposal.html>
- Fermoso, F. G., van Hullebusch, E. D., Roussel, J., Esposito, G., Mucha, A. P., & Collins, G. (édit.). (2019). *Trace Elements in Anaerobic Biotechnologies* (1^{re} éd.). IWA Publishing. London, UK.
- Ferraz, F. M., Povinelli, J., Pozzi, E., Vieira, E. M., & Trofino, J. C. (2014). Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic biofilter. *Journal of Environmental Management*, *141*, 9–15. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.022>
- Fogler, H. S. (2006). *Elements of Chemical Reaction Engineering* (4^e éd.). Pearson Education, Inc.
- Frascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., & Nocentini, M. (2004). Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. *Chemosphere*, *54*(3), 335–343. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.08.013>

- Frédette, C. (2019). *Rapport de Synthèse: Test de Sélection des Espèces Végétales à Implanter dans un Marais Filtrant Alimenté en Lixiviat Fortement Concentré (PhytoVaLix - Filière 3)*. École Polytechnique de Montréal.
- Frédette, C., Comeau, Y., & Brisson, J. (2019a). Ecophysiological responses of a willow cultivar (*Salix miyabeana* 'SX67') irrigated with treated wood leachate. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(8), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4244-4>
- Frédette, C., Grebenshchikova, Z., Comeau, Y., & Brisson, J. (2019b). Evapotranspiration of a willow cultivar (*Salix miyabeana* SX67) grown in a full-scale treatment wetland. *Ecological Engineering*, 127, 254–262. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.027>
- Frédette, C., Labrecque, M., Comeau, Y., & Brisson, J. (2019c). Willows for environmental projects: A literature review of results on evapotranspiration rate and its driving factors across the genus *Salix*. *Journal of Environmental Management*, 246, 526–537. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.010>
- Gamoń, F., Tomaszewski, M., & Ziemińska-Buczyńska, A. (2019). Ecotoxicological study of landfill leachate treated in the Anammox process. *Water Quality Research Journal*, 54(3), 230–241. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2019.042>
- García, H., Rico, J. L., & García, P. A. (1996). Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35 °C. *Bioresource Technology*, 58(3), 273–277. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(96\)00114-9](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(96)00114-9)
- Garg, B. K. (2012). *Plant Analysis: Comprehensive Methods and Protocols*. Scientific Publishers.
- Glaeser, L. C., Vitt, D. H., & Ebbs, S. (2016). Responses of the wetland grass, *Beckmannia syzigachne*, to salinity and soil wetness: Consequences for wetland reclamation in the oil sands area of Alberta, Canada. *Ecological Engineering*, 86, 24–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.009>
- Google. (2022). Vue aérienne de LET de WM à Sainte-Sophie, Québec [Vue satellite]. <https://bit.ly/3NiDaA7>
- Halim, A. A., Aziz, H. A., Johari, M. A. M., Ariffin, K. S., & Adlan, M. N. (2010). Ammoniacal nitrogen and COD removal from semi-aerobic landfill leachate using a composite adsorbent: Fixed bed column adsorption performance. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1–3), 960–964. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.103>
- Haq, I., & Kalamdhad, A. S. (2021). Phytotoxicity and cyto-genotoxicity evaluation of organic and inorganic pollutants containing petroleum refinery wastewater using plant bioassay. *Environmental Technology & Innovation*, 23. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.eti.2021.101651>
- Hoilijoki, R. H., Kettunen, R. H., & Rintala, J. A. (2000). Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. *Water Research*, 34(5), 1435–1446. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00278-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00278-X)
- Horan, N. J., Gohar, H., & Hill, B. (1997). Application of a granular activated carbon-biological fluidised bed for the treatment of landfill leachates containing high concentrations of

- ammonia. *Water Science and Technology*, 36(2–3), 369–375.
<https://doi.org/10.2166/wst.1997.0560>
- Huang, H., Xiao, D., Zhang, Q., & Ding, L. (2014). Removal of ammonia from landfill leachate by struvite precipitation with the use of low-cost phosphate and magnesium sources. *Journal of Environmental Management*, 145, 191–198.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.06.021>
- Insel, G., Dagdar, M., Dogruel, S., Dizge, N., Cokgor, E. U., & Keskinler, B. (2013). Biodegradation characteristics and size fractionation of landfill leachate for integrated membrane treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 260, 825–832.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.06.037>
- Jokela, J. P. Y., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M., & Rintala, J. A. (2002). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water Research*, 36(16), 4079–4087.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00129-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00129-X)
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands* (2^e éd.). Taylor & Francis Group, LLC. Boca Raton, FL.
- Kadlec, R. H., & Zmarthie, L. A. (2010). Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering*, 36(7), 946–957. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.013>
- Kennedy, K. J., & Lentz, E. M. (2000). Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Research*, 34(14), 3640–3656. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00114-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00114-7)
- Kettunen, R. H., Hoilijoki, T. H., & Rintala, J. A. (1996). Anaerobic and sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. *Bioresource Technology*, 58(1), 31–40. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(96\)00102-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(96)00102-2)
- Kettunen, R. H., & Rintala, J. A. (1998). Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature. *Water Research*, 32(3), 537–546.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00319-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00319-9)
- Landi, M., Margaritopoulou, T., Papadakis, I. E., & Araniti, F. (2019). Boron toxicity in higher plants: An update. *Planta*, 250(4), 1011–1032. <https://doi.org/10.1007/s00425-019-03220-4>
- Landry. (2013). *Les Espèces Floristiques Exotiques et Envahissantes du Québec*. LM Landry - Services professionnels en environnement. Québec, QC.
http://www.lmlandry.com/LM_Landry_2013_Les_especes_floristiques_exotiques_du_Qc.pdf
- Langergraber, G., Dotro, G., Nivala, J., Rizzo, A., & Stein, O. R. (édit.). (2019). *Wetland Technology*. IWA Publishing. London, UK.
- Lévesque, S., Demers, E., Brisson, J., & Comeau, Y. (2017). Treatment of a mixed wood preservative leachate by a hybrid constructed wetland and a willow planted filter. *Water Science and Technology*, 76(1), 164–171. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.197>
- Li, G., Puyol, D., Carvajal-Arroyo, J. M., Sierra-Alvarez, R., & Field, J. A. (2015). Inhibition of anaerobic ammonium oxidation by heavy metals: Inhibition of anaerobic ammonium

- oxidation by heavy metals. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 90(5), 830–837. <https://doi.org/10.1002/jctb.4377>
- Li, X. Z., & Zhao, Q. L. (2003). Recovery of ammonium-nitrogen from landfill leachate as a multi-nutrient fertilizer. *Ecological Engineering*, 20(2), 171–181. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00012-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00012-0)
- Li, X. Z., Zhao, Q. L., & Hao, X. D. (1999). Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management*, 19(6), 409–415. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(99\)00148-8](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(99)00148-8)
- Lin, C.-Y., Chang, F.-Y., & Chang, C.-H. (2000). Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. *Bioresource Technology*, 73(2), 175–178. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00166-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00166-2)
- Liu, X., Li, X.-M., Yang, Q., Yue, X., Shen, T.-T., Zheng, W., Luo, K., Sun, Y.-H., & Zeng, G.-M. (2012). Landfill leachate pretreatment by coagulation-flocculation process using iron-based coagulation: Optimization by response surface methodology. *Chemical Engineering Journal*, 200-202, 39–51. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.06.012>
- Loi sur la qualité de l'environnement, RLRQ c Q-2, r.19. (2020). <https://canlii.ca/t/6d709>
- Loukidou, M. X., & Zouboulis, A. I. (2001). Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environmental Pollution*, 111(2), 273–281. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00069-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00069-5)
- Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., & Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of The Total Environment*, 703, 135468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>
- Mamais, D., & Jenkins, D. (1992). The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 26(5–6), 955–965. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0537>
- Marañón, E., Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Fernández-Méndez, A., & Fernández-Sánchez, A. (2008). Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant. *Journal of Hazardous Materials*, 156(1–3), 538–544. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.12.084>
- Martinen, S. K., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M., Soimasuo, R. M., & Rintala, J. A. (2002). Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, 46(6), 851–858. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00150-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00150-3)
- M&EA. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5^e éd.). Metcalf & Eddy-AECOM (M&EA). McGraw-Hill Education. New York, NY.
- Mehmood, M. K., Adetutu, E., Nedwell, D. B., & Ball, A. S. (2009). *In situ* microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. *Bioresource Technology*, 100(10), 2741–2744. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.031>
- Meky, N., Fujii, M., & Tawfik, A. (2019). Treatment of hypersaline hazardous landfill leachate using a baffled constructed wetland system: Effect of granular packing media and vegetation.

- Environmental Technology*, 40(4), 518–528.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1397764>
- MOE. (n.d.). Colorimetric Determination of Total Nitrogen (TN), Total Phosphorus (TP), Nitrate+Nitrite (NOT) and calculated Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) (TOTNUT-E3516, version 1.3). Ontario Ministry of the Environment (MOE), Laboratory Services Branch.
- Moon, S. S., Duk, C., & Hwa, Y. L. (1997). Performance improvement of an unstable anaerobic leachate treatment system in an industrial waste landfill. *Water Science & Technology*, 36(12), 333–340. <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0462>
- Neczaj, E., Okoniewska, E., & Kacprzak, M. (2005). Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor. *Desalination*, 185(1–3), 357–362.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.044>
- Nivala, J., Boog, J., Headley, T., Aubron, T., Wallace, S., Brix, H., Mothes, S., van Afferden, M., & Müller, R. A. (2019). Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. *Science of The Total Environment*, 658, 1500–1513. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.165>
- Nivala, J., Hoos, M. B., Cross, C., Wallace, S., & Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.030>
- Nivala, J., Murphy, C., & Freeman, A. (2020). Recent advances in the application, design, and operations & maintenance of aerated treatment wetlands. *Water*, 12, 1–21.
<https://doi.org/10.3390/w12041188>
- Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., & Gomec-Yangin, C. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, 23(5), 441–446. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00061-8](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00061-8)
- Recyc-Québec. (2020). *Bilan 2018 de la Gestion des Matières Résiduelles au Québec*. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-complet.pdf>
- Remmas, N., Ntougias, S., Chatzopoulou, M., & Melidis, P. (2018). Optimization aspects of the biological nitrogen removal process in a full-scale twin sequencing batch reactor (SBR) system in series treating landfill leachate. *Journal of Environmental Science and Health, Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 53(9), 847–853.
<https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1455375>
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468–493.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Robinson, H. D., & Grantham, G. (1988). The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: Experience in Britain and Ireland. *Water Research*, 22(6), 733–747.
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(88\)90184-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(88)90184-4)
- Robinson, H. D., & Maris, P. J. (1983). The treatment of leachates from domestic wastes in landfills-I: Aerobic biological treatment of a medium-strength leachate. *Water Research*, 17(11), 1537–1548. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90010-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90010-6)

- Sanche, S. (2013). *Déchloration réductive de lixiviats contaminés aux produits de préservation du bois par filtre réactif* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Silva, A. C., Dezotti, M., & Sant'Anna, G. L. (2004). Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, 55(2), 207–214.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.013>
- Silvestrini, N. E. C., Hadad, H. R., Maine, M. A., Sánchez, G. C., del Carmen Pedro, M., & Caffaratti, S. E. (2019). Vertical flow wetlands and hybrid systems for the treatment of landfill leachate. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(8), 8019–8027.
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-04280-5>
- Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A., & Samaras, P. (2003). Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 53(7), 737–744.
[https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00513-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00513-7)
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. A. (1993). *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues* (2^e éd.). McGraw-Hill. Ann Arbor, MI.
- Teixeira, D. L., Matos, A. T., Matos, M. P., Hamakawa, P. J., & Teixeira, D. V. (2020). Evapotranspiration of the Vetiver and Tifton 85 grasses grown in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Science and Health, Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 55(6), 661–668.
<https://doi.org/10.1080/10934529.2020.1727703>
- Török, T. (2021). *Sélection d'un procédé de prétraitement en amont de marais filtrants aérés pour le traitement de lixiviats provenant d'un lieu d'enfouissement technique* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Türker, O. C., Türe, C., Böcük, H., Çiçek, A., & Yakar, A. (2016). Role of plants and vegetation structure on boron (B) removal process in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 88, 143–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.021>
- U.S. EPA. (1994). *Method 200.7: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry* (Revision 4.4). United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). Cincinnati, OH.
<https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-200.7.pdf>
- Vignoli, C. N., Bahé, J. M. C. F., & Marques, M. R. C. (2015). Evaluation of ion exchange resins for removal and recuperation of ammonium–nitrogen generated by the evaporation of landfill leachate. *Polymer Bulletin*, 72(12), 3119–3134. <https://doi.org/10.1007/s00289-015-1456-7>
- Wang, C.-C., Lee, P.-H., Kumar, M., Huang, Y.-T., Sung, S., & Lin, J.-G. (2010). Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill-leachate treatment plant. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1–3), 622–628.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.052>
- Wellburn, A. R. (1994). The spectral determination of chlorophylls a and b, as well as total carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution. *Journal Plant Physiology*, 144, 307–313. [http://dx.doi.org/10.1016/S0176-1617\(11\)81192-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0176-1617(11)81192-2)

- Wojciechowska, E., & Waara, S. (2011). Distribution and removal efficiency of heavy metals in two constructed wetlands treating landfill leachate. *Water Science and Technology*, *64*(8), 1597–1606. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.680>
- Wu, L., Liang, D., Xu, Y., Liu, T., Peng, Y., & Zhang, J. (2016). A robust and cost-effective integrated process for nitrogen and bio-refractory organics removal from landfill leachate via short-cut nitrification, anaerobic ammonium oxidation in tandem with electrochemical oxidation. *Bioresource Technology*, *212*, 296–301. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.041>
- Xiang, Y., Xiang, Y., Wang, L., & Liu, C. (2018). Effect of coking wastewater on the growth and energy production of five wetland plant species. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, *40*(1), 68–74. <https://doi.org/10.1080/15567036.2017.1405111>
- Zouboulis, A. I., Loukidou, M. X., & Christodoulou, K. (2001). Enzymatic treatment of sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, *44*(5), 1103–1108. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00343-X](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00343-X)

ANNEXE A TAMISAGE DU LIXIVIAT À WM



Figure A1 Type de matières enlevé par tamisage du lixiviat échantillonné en aval du bassin d'accumulation au LET de WM à Sainte-Sophie (Shively, 2021)

ANNEXE B ÉVOLUTION DES CONDITIONS AU PHYTOZONE

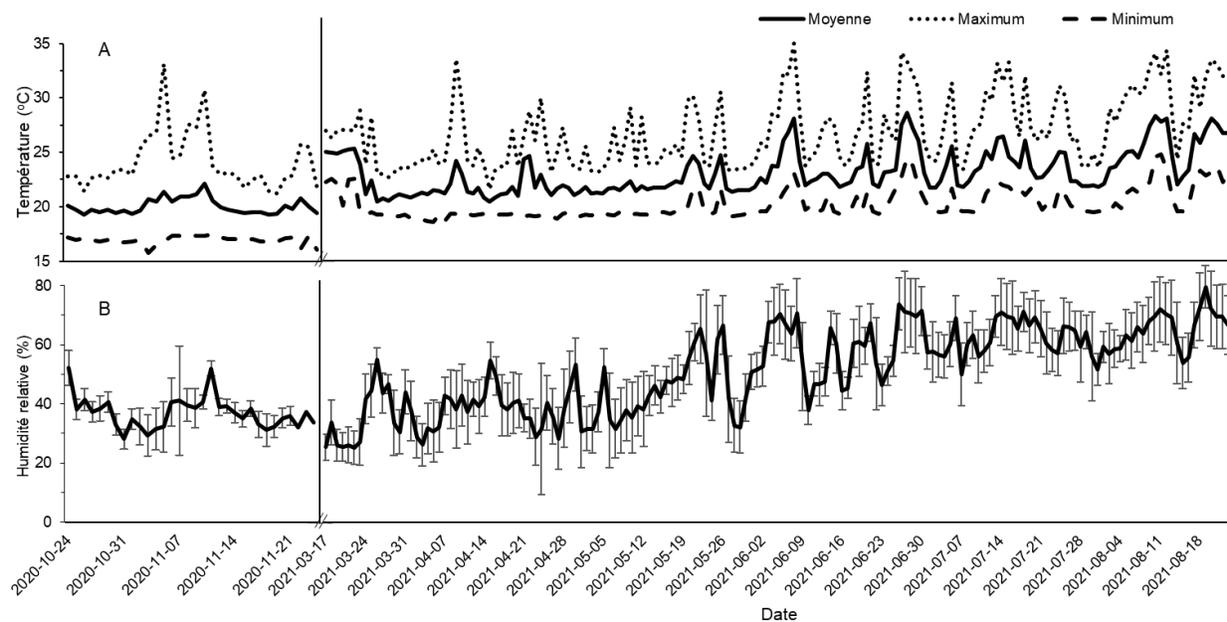


Figure B1 Évolution de la température (A) et de l'humidité relative (B) dans la serre au Phytozone pendant l'expérience. Les barres dans la Figure B présentent les écarts types des mesures quotidiennes.

ANNEXE C CONCEPTION DÉTAILLÉE DES RÉACTEURS

Annexe C.1 Conception détaillée du réacteur UASB

Tableau C1 Dimensions et charges pour le réacteur UASB

Paramètre	Unités	Valeur
Dimensions du UASB		
Surface	m ²	0,1
Hauteur du réacteur	m	0,6
Diamètre	m	0,35
Hauteur de boues	m	0,35
TRH en fût vide, théorique	h	28
Charges		
Charge massique par jour	g DCO/d	95 ± 48 (10)
TCO	kg DCO m ⁻³ d ⁻¹	1,6 ± 0,8 (10)

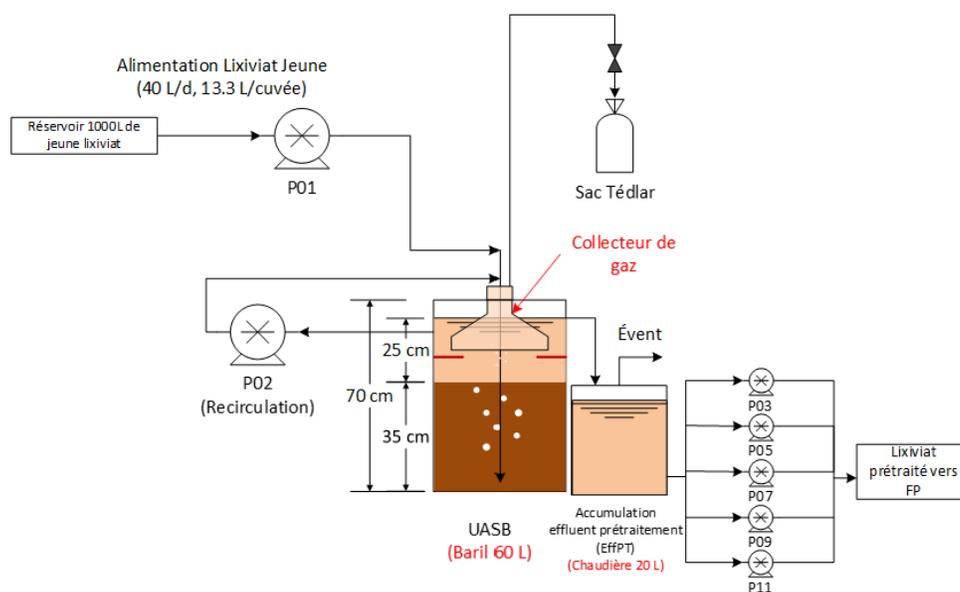


Figure C1 Schéma d'écoulement du prétraitement UASB, vue en coupe de réacteur – inspiré de (Török, 2021). © Boutin, 2021. Reproduit avec permission.



Figure C2 Photo du réacteur UASB à la suite de sa construction (Boutin, 2020)

Annexe C.2 Conception détaillée des FPA

Tableau C2 Dimensions, paramètres, débits et charges des FPA

Paramètre	Unités	Valeur
Dimensions du FPA		
Surface	m ²	0,015
Hauteur	m	0,8
Diamètre	m	0,14
Paramètres du FPA		
Volume liquide effectif	L	5,0
TRH en fût vide, théorique	h	37
TRH des vides, théorique	h	16
Débits et charges		
Débit de recirculation, FP-W	L/d	6,4 ± 0,1 (16)
Taux de charge volumique en NO _x , FP-W	g N m ⁻³ d ⁻¹	267 ± 81 (13)
Débit de recirculation, FP-S	L/d	6,4 ± 0,5 (14)
Taux de charge volumique en NO _x , FP-S	g N m ⁻³ d ⁻¹	280 ± 92 (11)

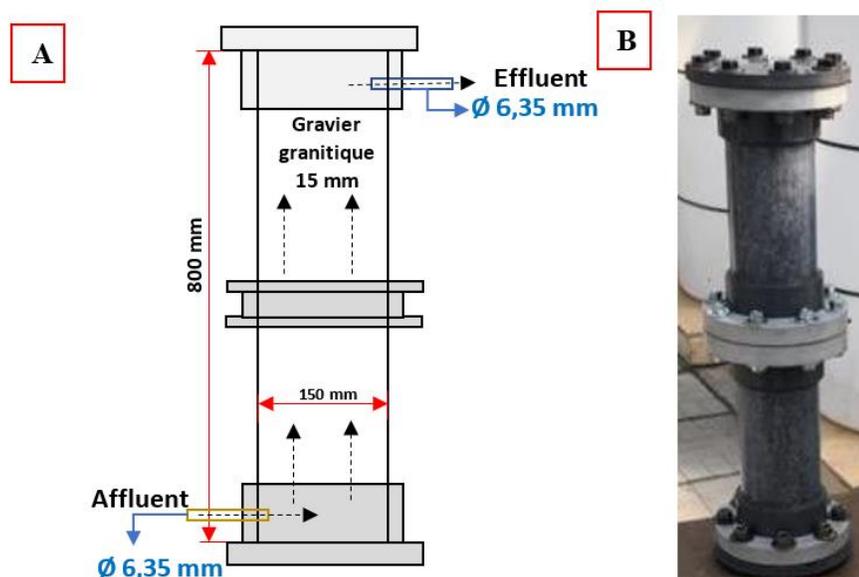


Figure C3 A) vue en coupe de FPA, B) photo de FPA au début de l'expérience, avant introduction de lixiviat. © Boutin, 2021. Reproduit avec permission.

Annexe C.3 Remplissage du FP

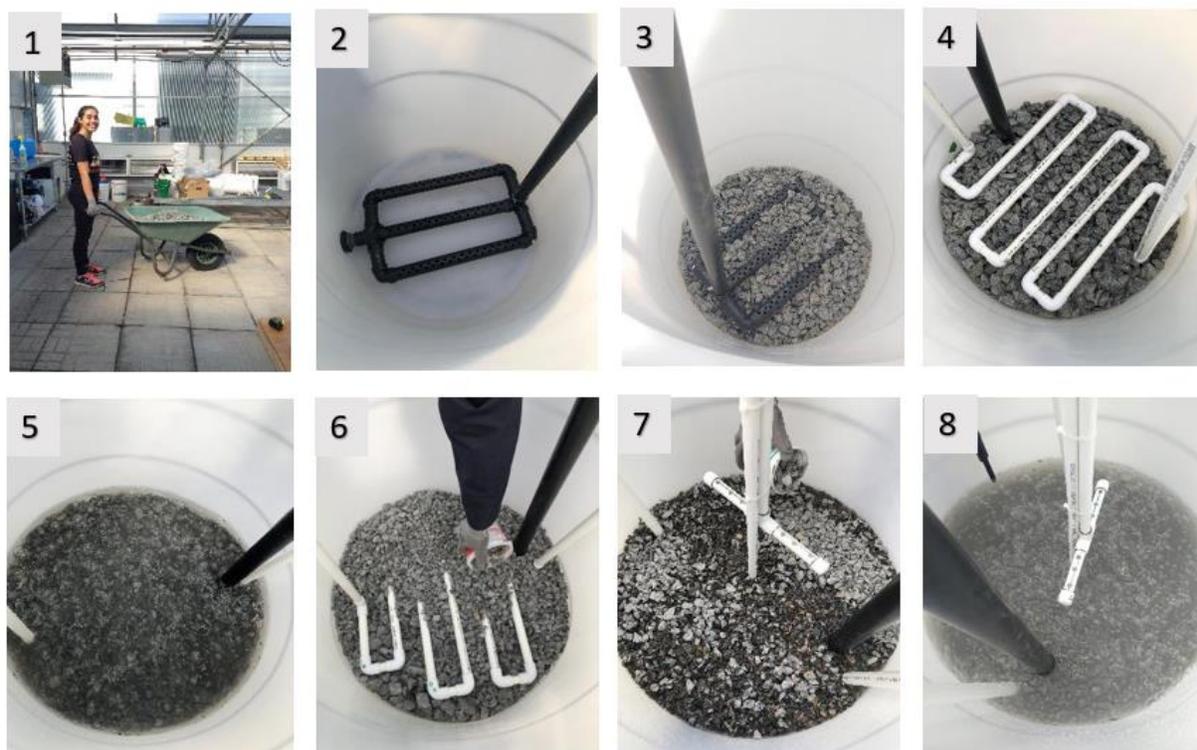


Figure C4 Photos de remplissage des réservoirs des FP (Alizadeh, 2020; Shively, 2020)

- 1) Gravier ramené dans la serre par brouette après d'être rincé et séché dehors.
- 2) Système de collecte installé au fond du FP.
- 3) Gravier de grosse taille installé sous le système de collecte.
- 4) Gravier de grosse taille installé entre le système de collecte et système d'aération.
- 5) De l'eau du robinet ajoutée afin de vérifier le fonctionnement du système d'aération.
- 6) Gravier de petite taille installé 15 cm à la fois.
- 7) Installation des « T » utilisés pour prendre les mesures d'OD aux trois hauteurs dans le FP.
- 8) Vérification du fonctionnement du système d'aération.

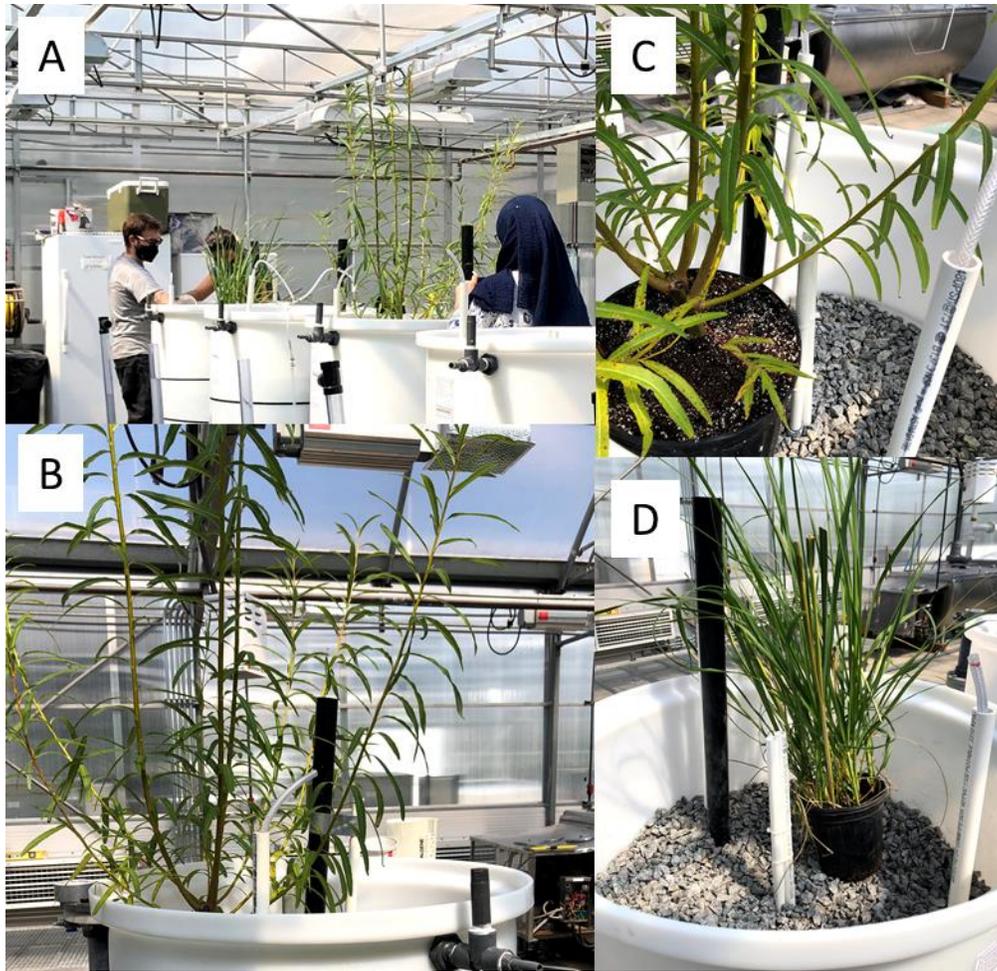


Figure C5 Taille des plantes lors de l'installation dans les FP (Shively, 2020)

A) Spartine (à gauche) et saule (à droite) placé dans les FP lors du remplissage avec du gravier.

B) Photo de saule placé dans le FP avant d'être installé dans le FP.

C) Photo de saule placé dans le FP.

D) Photo de spartine placée dans le FP.

Annexe C.4 Conception détaillée du système d'aération pour les FP

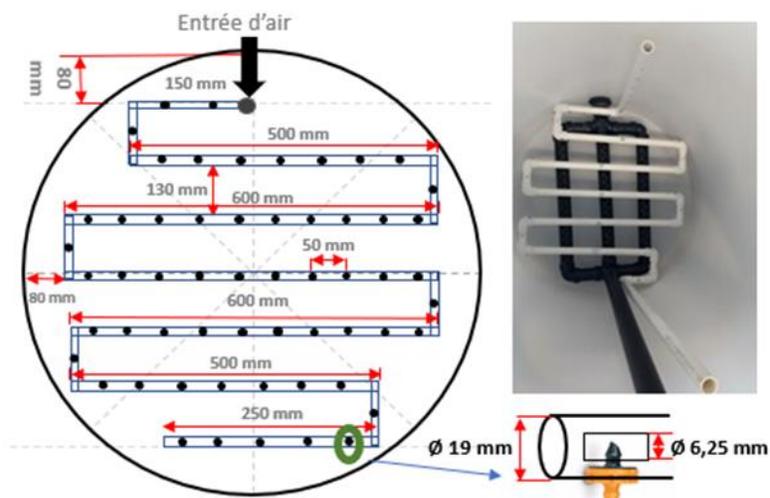


Figure C6 Détails du système d'aération (gauche) et photo du système d'aération du dessus du système de collecte au fond du réservoir du FP (Alizadeh, 2020)

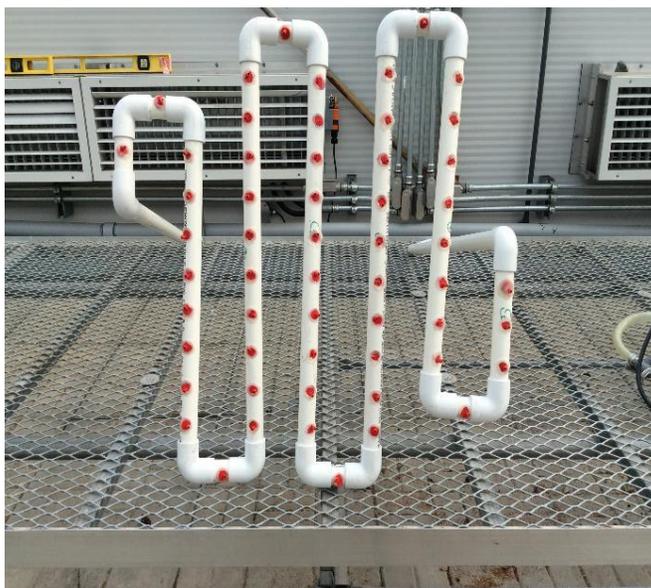


Figure C7 Photo de dessus de système d'aération (Alizadeh, 2020)

Tableau C3 Dimensions de système d'aération du FP

Paramètre	Unités	Valeur
Longueur de ligne d'aération	m	4,0
Diamètre de tuyau	mm	6,4
Distance entre les lignes d'aération	mm	130
Distance entre les trous de goutteurs	mm	50
Nombre de goutteurs	-	56
Diamètre des trous de goutteurs	mm	3,2
Débit d'air de la pompe à air, FPT	m ³ /h	8,89 ± 0,14 (3)
Débit d'air de la pompe à air, FPW	m ³ /h	9,02 ± 1,36 (3)
Débit d'air de la pompe à air, FPW_AX	m ³ /h	8,48 ± 0,31 (3)
Débit d'air de la pompe à air, FPS	m ³ /h	7,85 ± 0,60 (3)
Débit d'air de la pompe à air, FPS_AX	m ³ /h	9,01 ± 0,47 (3)
Taux d'aération à travers le FPT	m ³ /h	2,5 ± 0,2 (3)

Annexe C.5 Conception détaillée des systèmes d'alimentation et de collecte des FP

Tableau C4 Dimensions des systèmes d'alimentation et de collecte des FP

Paramètre	Unités	Valeur
Dimensions du système d'alimentation		
Diamètre des trous	mm	6
Nombre de trous	-	4
Diamètre de conduite du milieu	mm	13
Diamètre de conduite de l'extrémité	mm	6,4
Longueur de conduite du milieu	m	0,5
Longueur de conduite de l'extrémité	m	0,5
Dimensions du système de collecte		
Nombre de parallèles conduites	-	3
Diamètre des conduites	mm	21
Longueur des conduites	cm	79
Distance entre les conduites	cm	40
Distance entre la conduite et la paroi du	cm	9,1
Nombre des trous par conduite	-	26
Diamètre des trous	mm	13
Distance entre les trous	mm	56

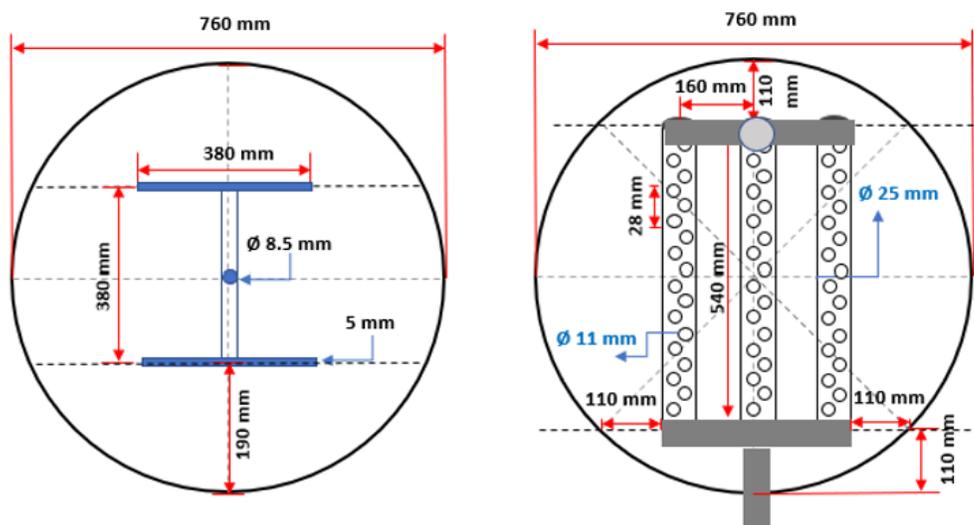


Figure C8 Schéma des systèmes d'alimentation (gauche) et de collecte (droite; Alizadeh, 2020)

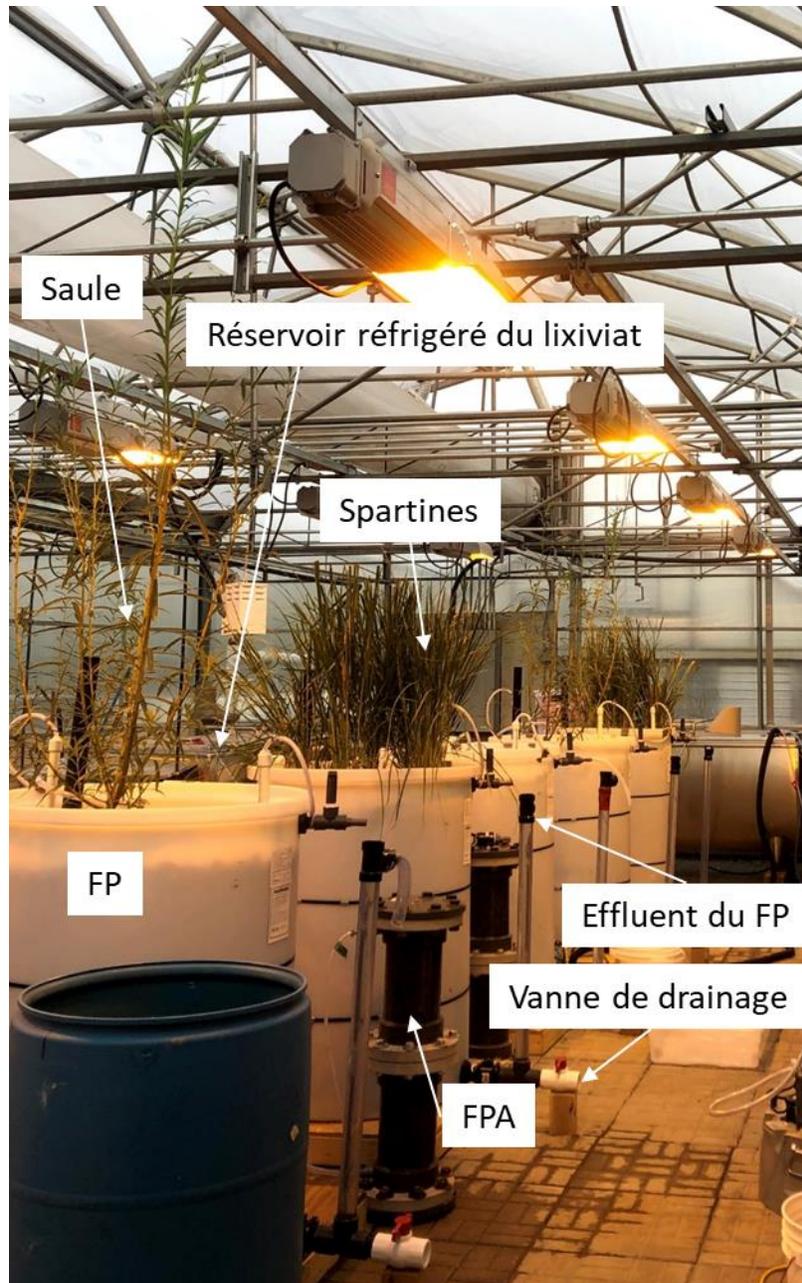


Figure C9 Photo des FP à la serre (Shively, 2020)

ANNEXE D MÉTHODOLOGIE ET RÉSULTATS SUPPLÉMENTAIRES POUR LES ESSAIS K_LA

Annexe D.1 Méthodologie détaillée des essais k_La

Pour le premier test, réalisé avec de l'eau propre avec le système d'aération installé dans un réservoir de FP vide, la concentration d'oxygène dissous dans l'eau a été diminuée à une concentration inférieure à 0,5 mg O₂/L par l'ajout de sulfite de sodium avec un peu de chlorure de cobalt. La quantité de sulfite de sodium utilisé a été 120 % de la quantité théorique nécessaire pour enlever tout l'oxygène dissous, calculée selon l'Équation C1 :

$$\text{mg } Na_2SO_3 = 4273 \frac{\text{mg}}{\text{mg/L}} \times C_0 \quad (\text{C1})$$

où C_0 est la concentration initiale de l'oxygène dissous dans l'eau (mg/L). La concentration en chlorure de cobalt utilisée a été un milligramme par litre d'eau. Ensuite, le système d'aération a été démarré et les mesures d'oxygène dissous ont été prises fréquemment. Le k_La a été calculé par la pente de la partie droite de la courbe produite par l'Équation C2 :

$$\log \frac{C_s - C_0}{C_s - C} = \frac{k_La}{2,3} (t - t_0) \quad (\text{C2})$$

où C_s est la concentration de saturation en oxygène, t_0 est le temps initial quand le système d'aération est démarré. Pour standardiser les valeurs prises aux différentes températures, l'Équation C3 a été utilisée :

$$k_La_{(20^\circ C)} = k_La_{(T)} \theta^{T-20} \quad (\text{C3})$$

où T est la température de l'eau en degré Celsius et θ est estimé d'être 1,024 (ASCE, 2007).

Pour le deuxième test, réalisé avec de l'eau propre dans le FP prêt à être démarré, mais avant l'alimentation en lixiviat, l'eau du filtre a été vidée dans un baril et le sulfite de sodium et le chlorure de cobalt ont été ajoutés. Ensuite, l'eau désoxygénée a été pompée dans le filtre par la valve de sortie et la même procédure d'oxygénation a été suivie. Le filtre a été vidé après l'essai et rempli avec de l'eau propre.

Pour le troisième test, réalisé avec de l'eau propre dans le FP après la saison d'opération 2020, tout le liquide du FP a été vidé dans un baril et mis de côté. Un autre baril a été rempli avec de l'eau

propre et désoxygénée. Ensuite, la même procédure a été suivie que pour le deuxième test, mais après l'essai le filtre a été rempli avec son contenu liquide original.

Annexe D.2 Résultats des essais k_{LA}

Tableau D1 Résultats des essais k_{LA}

Filtre planté	$k_{LA1,20}$ (h^{-1})	$k_{LA2,20}$ (h^{-1})	$k_{LA3,20}$ (h^{-1})	$k_{LA1,T}$ (h^{-1})	$k_{LA2,T}$ (h^{-1})	$k_{LA3,T}$ (h^{-1})
FPT	4,4	31,1	25,5	4,4 T = 20,5 °C	29,3 T = 22,4 °C	31,7 T = 10,8 °C
FPW	4,9	24,1	23,1	4,9 T = 20,4 °C	23,2 T = 21,6 °C	29,4 T = 9,8 °C
FPW_AX	5,0 ¹	20,0	27,1	4,8 T = 21,5 °C	19,7 T = 20,5 °C	33,9 T = 10,6 °C
FPS	-	27,2	20,5	-	26,2 T = 21,6 °C	27,3 T = 7,9 °C
FPS_AX	4,5	22,0	25,7	4,5 T = 20,4 °C	21,4 T = 21,0 °C	33,6 T = 8,7 °C

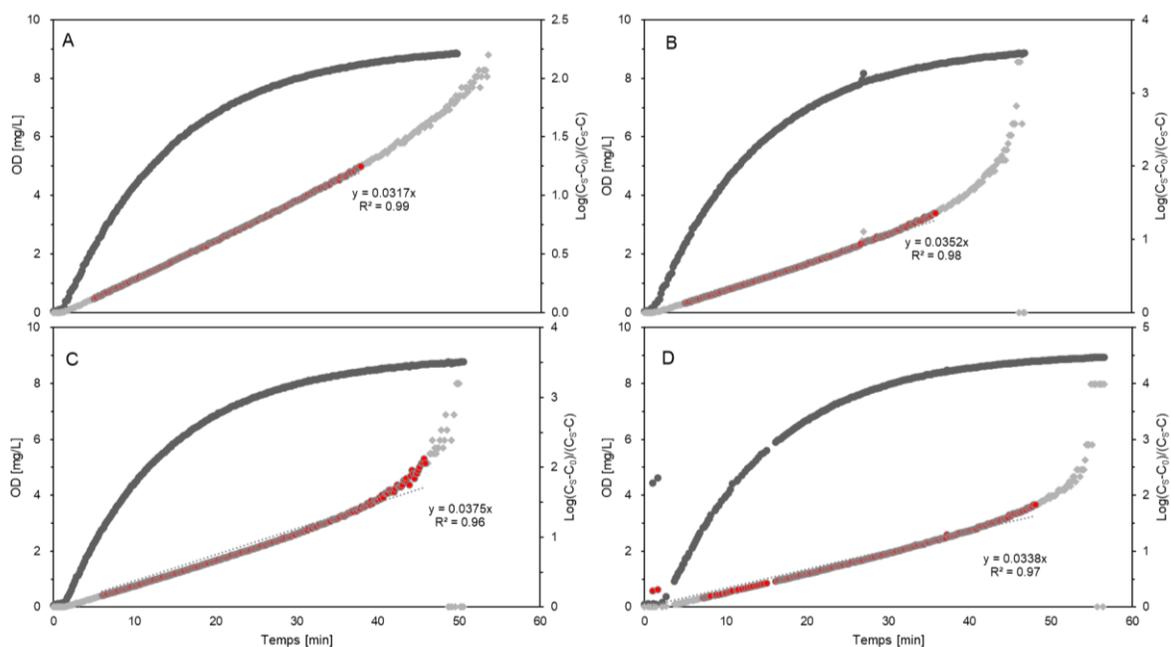


Figure D1 Graphiques résultants d'essai k_{LA1} à température T de l'expérience : A) FPT B) FPW, C) FPW_AX, D) FPS_AX. La ligne en gris foncé est la concentration en oxygène dissous (OD). Points en gris pale et rouge sont les données $\log(C_S - C_0)/(C_S - C)$. Les points en rouge ont été utilisés pour trouver la pente de la ligne, et ensuite utilisés pour déterminer la valeur k_{LA1} pour chaque filtre.

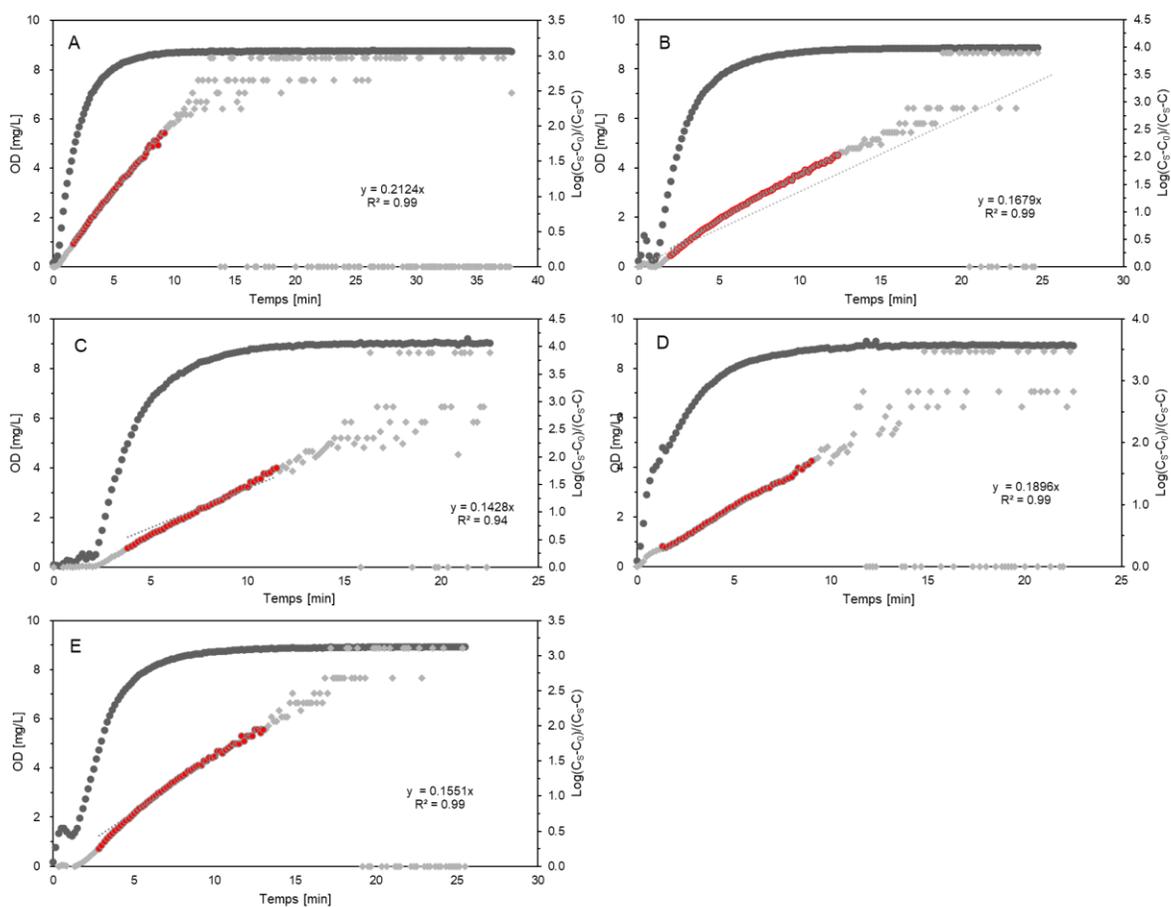


Figure D2 Graphiques résultants d'essai k_{LA2} à température T de l'expérience : A) FPT B) FPW, C) FPW_AX, D) FPS, E) FPS_AX. La ligne en gris foncé est la concentration en oxygène dissous (OD). Points en gris pale et rouge sont les données $\text{log}((C_s - C_0)/(C_s - C))$. Les points en rouge ont été utilisés pour trouver la pente de la ligne, et ensuite utilisés pour déterminer la valeur k_{LA2} pour chaque filtre.

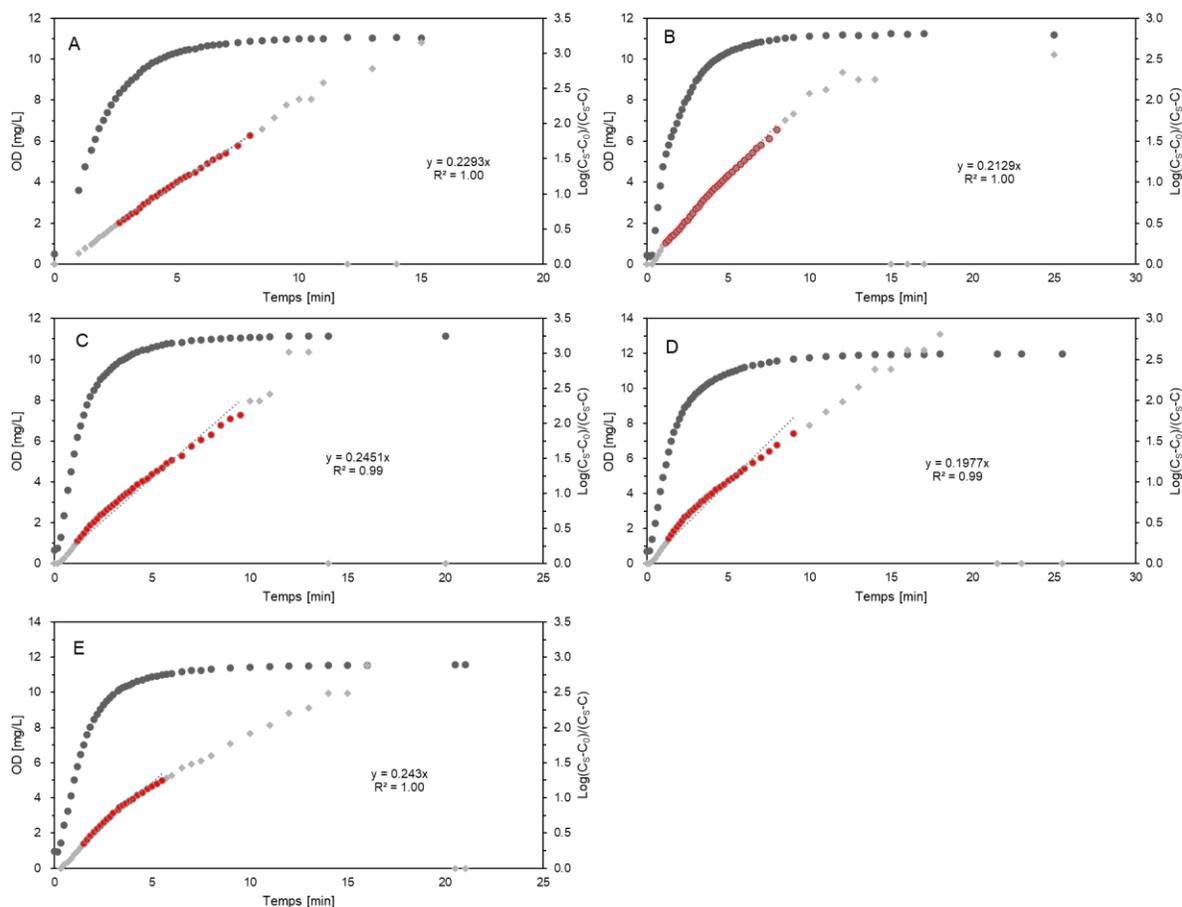


Figure D3 Graphiques résultants d'essai k_{LA3} à température T de l'expérience : A) FPT B) FPW, C) FPW_AX, D) FPS, E) FPS_AX. La ligne en gris foncé est la concentration en oxygène dissous (OD). Points en gris pale et rouge sont les données $\text{log}(C_S - C_0)/(C_S - C)$. Les points en rouge ont été utilisés pour trouver la pente de la ligne, et ensuite utilisés pour déterminer la valeur k_{LA3} pour chaque filtre.

Annexe D.3 Résultats bruts des essais kLa

Tableau D2 Données brutes pour k_{La1} du FPT

temps	O.D.	Temp.	20,5 °C														
h:mm:ss	mg/L	Pression	747 mm Hg														
3:51:47 PM	0.05	3:59:07 PM	3.36	4:06:27 PM	5.74	4:13:47 PM	7.14	4:21:08 PM	7.95	4:28:28 PM	8.41	4:35:48 PM	8.7	4:43:07 PM	8.88	C _s	8,98 mg O ₂ /L
3:51:57 PM	0.06	3:59:17 PM	3.41	4:06:37 PM	5.79	4:13:57 PM	7.15	4:21:18 PM	7.97	4:28:38 PM	8.42	4:35:57 PM	8.71	4:43:17 PM	8.87	Ø	1,024
3:52:07 PM	0.07	3:59:27 PM	3.45	4:06:47 PM	5.81	4:14:07 PM	7.17	4:21:28 PM	7.98	4:28:48 PM	8.43	4:36:07 PM	8.72	4:43:27 PM	8.88		
3:52:17 PM	0.08	3:59:37 PM	3.53	4:06:57 PM	5.85	4:14:17 PM	7.2	4:21:38 PM	7.98	4:28:58 PM	8.45	4:36:17 PM	8.72	4:43:37 PM	8.89		
3:52:27 PM	0.11	3:59:47 PM	3.61	4:07:07 PM	5.9	4:14:27 PM	7.22	4:21:48 PM	7.99	4:29:07 PM	8.45	4:36:28 PM	8.73	4:43:47 PM	8.89		
3:52:37 PM	0.11	3:59:57 PM	3.65	4:07:17 PM	5.96	4:14:37 PM	7.23	4:21:58 PM	8.01	4:29:17 PM	8.46	4:36:38 PM	8.72	4:43:57 PM	8.89	temps	O.D.
3:52:47 PM	0.14	4:00:07 PM	3.74	4:07:27 PM	5.98	4:14:47 PM	7.27	4:22:08 PM	8.02	4:29:27 PM	8.47	4:36:48 PM	8.74	4:44:07 PM	8.9	h:mm:ss	mg/L
3:52:57 PM	0.14	4:00:17 PM	3.8	4:07:37 PM	6.01	4:14:57 PM	7.29	4:22:18 PM	8.03	4:29:37 PM	8.47	4:36:58 PM	8.74	4:44:17 PM	8.87	4:51:08 PM	8.97
3:53:07 PM	0.2	4:00:27 PM	3.89	4:07:47 PM	6.04	4:15:07 PM	7.31	4:22:28 PM	8.04	4:29:47 PM	8.49	4:37:08 PM	8.75	4:44:27 PM	8.89	4:51:18 PM	8.98
3:53:17 PM	0.4	4:00:37 PM	3.92	4:07:57 PM	6.08	4:15:17 PM	7.32	4:22:38 PM	8.06	4:29:57 PM	8.49	4:37:17 PM	8.75	4:44:38 PM	8.9	4:51:28 PM	8.98
3:53:27 PM	0.42	4:00:47 PM	3.98	4:08:07 PM	6.13	4:15:27 PM	7.35	4:22:48 PM	8.06	4:30:07 PM	8.5	4:37:27 PM	8.74	4:44:48 PM	8.9	4:51:38 PM	8.97
3:53:37 PM	0.53	4:00:57 PM	4.06	4:08:17 PM	6.15	4:15:37 PM	7.37	4:22:58 PM	8.09	4:30:17 PM	8.5	4:37:37 PM	8.76	4:44:58 PM	8.9	4:51:48 PM	8.99
3:53:47 PM	0.71	4:01:07 PM	4.12	4:08:27 PM	6.19	4:15:47 PM	7.39	4:23:08 PM	8.1	4:30:27 PM	8.52	4:37:47 PM	8.76	4:45:08 PM	8.89	4:52:08 PM	8.98
3:53:57 PM	0.74	4:01:17 PM	4.21	4:08:37 PM	6.24	4:15:57 PM	7.4	4:23:18 PM	8.11	4:30:38 PM	8.51	4:37:57 PM	8.77	4:45:18 PM	8.92	4:52:18 PM	8.99
3:54:07 PM	0.82	4:01:27 PM	4.25	4:08:47 PM	6.29	4:16:07 PM	7.44	4:23:28 PM	8.13	4:30:48 PM	8.53	4:38:07 PM	8.75	4:45:28 PM	8.92	4:52:28 PM	8.98
3:54:17 PM	0.88	4:01:37 PM	4.31	4:08:57 PM	6.29	4:16:17 PM	7.45	4:23:38 PM	8.14	4:30:58 PM	8.54	4:38:17 PM	8.78	4:45:38 PM	8.92	4:52:38 PM	8.99
3:54:27 PM	0.94	4:01:47 PM	4.35	4:09:07 PM	6.33	4:16:27 PM	7.47	4:23:48 PM	8.14	4:31:08 PM	8.54	4:38:27 PM	8.78	4:45:47 PM	8.91	4:52:48 PM	8.99
3:54:37 PM	1.09	4:01:57 PM	4.4	4:09:17 PM	6.35	4:16:37 PM	7.5	4:23:58 PM	8.17	4:31:18 PM	8.55	4:38:38 PM	8.78	4:45:57 PM	8.91	4:52:58 PM	8.99
3:54:47 PM	1.18	4:02:07 PM	4.47	4:09:27 PM	6.4	4:16:47 PM	7.51	4:24:08 PM	8.17	4:31:29 PM	8.56	4:38:48 PM	8.78	4:46:07 PM	8.92	4:49:18 PM	8.96
3:54:57 PM	1.25	4:02:17 PM	4.51	4:09:37 PM	6.42	4:16:57 PM	7.53	4:24:18 PM	8.18	4:31:38 PM	8.56	4:38:58 PM	8.79	4:46:17 PM	8.91	4:49:28 PM	8.96
3:55:07 PM	1.33	4:02:27 PM	4.59	4:09:47 PM	6.45	4:17:07 PM	7.56	4:24:28 PM	8.19	4:31:47 PM	8.56	4:39:08 PM	8.79	4:46:27 PM	8.93	4:49:38 PM	8.97
3:55:17 PM	1.45	4:02:37 PM	4.64	4:09:57 PM	6.48	4:17:17 PM	7.58	4:24:37 PM	8.19	4:31:57 PM	8.57	4:39:18 PM	8.79	4:46:37 PM	8.92		
3:55:27 PM	1.61	4:02:47 PM	4.68	4:10:07 PM	6.51	4:17:27 PM	7.59	4:24:47 PM	8.21	4:32:07 PM	8.57	4:39:28 PM	8.8	4:46:47 PM	8.93		
3:55:37 PM	1.66	4:02:57 PM	4.73	4:10:17 PM	6.55	4:17:37 PM	7.6	4:24:57 PM	8.22	4:32:17 PM	8.59	4:39:38 PM	8.8	4:46:57 PM	8.92		
3:55:47 PM	1.71	4:03:07 PM	4.77	4:10:27 PM	6.57	4:17:47 PM	7.61	4:25:07 PM	8.22	4:32:27 PM	8.59	4:39:48 PM	8.8	4:47:07 PM	8.93		
3:55:57 PM	1.84	4:03:17 PM	4.81	4:10:37 PM	6.59	4:17:57 PM	7.64	4:25:17 PM	8.25	4:32:37 PM	8.6	4:39:58 PM	8.81	4:47:17 PM	8.93		
3:56:07 PM	1.92	4:03:27 PM	4.87	4:10:47 PM	6.67	4:18:07 PM	7.66	4:25:27 PM	8.25	4:32:47 PM	8.59	4:40:08 PM	8.82	4:47:28 PM	8.94		
3:56:17 PM	2.04	4:03:37 PM	4.91	4:10:57 PM	6.69	4:18:17 PM	7.67	4:25:38 PM	8.25	4:32:57 PM	8.6	4:40:18 PM	8.81	4:47:38 PM	8.94		
3:56:27 PM	2.08	4:03:47 PM	4.99	4:11:07 PM	6.69	4:18:27 PM	7.69	4:25:48 PM	8.26	4:33:07 PM	8.62	4:40:28 PM	8.81	4:47:48 PM	8.94		
3:56:37 PM	2.18	4:03:57 PM	5.04	4:11:17 PM	6.72	4:18:37 PM	7.72	4:25:58 PM	8.29	4:33:17 PM	8.63	4:40:38 PM	8.83	4:47:58 PM	8.94		
3:56:47 PM	2.24	4:04:07 PM	5.1	4:11:27 PM	6.76	4:18:48 PM	7.74	4:26:08 PM	8.3	4:33:27 PM	8.63	4:40:48 PM	8.84	4:48:08 PM	8.95		
3:56:57 PM	2.32	4:04:17 PM	5.14	4:11:37 PM	6.78	4:18:57 PM	7.74	4:26:18 PM	8.3	4:33:38 PM	8.63	4:40:58 PM	8.83	4:48:18 PM	8.94		
3:57:07 PM	2.38	4:04:27 PM	5.16	4:11:47 PM	6.81	4:19:07 PM	7.76	4:26:28 PM	8.32	4:33:47 PM	8.65	4:41:08 PM	8.83	4:48:28 PM	8.95		
3:57:17 PM	2.53	4:04:37 PM	5.21	4:11:57 PM	6.83	4:19:18 PM	7.77	4:26:38 PM	8.32	4:33:57 PM	8.66	4:41:18 PM	8.85	4:48:38 PM	8.95		
3:57:27 PM	2.57	4:04:47 PM	5.27	4:12:07 PM	6.85	4:19:28 PM	7.78	4:26:48 PM	8.33	4:34:07 PM	8.67	4:41:28 PM	8.84	4:48:48 PM	8.96		
3:57:37 PM	2.62	4:04:57 PM	5.3	4:12:17 PM	6.89	4:19:38 PM	7.81	4:26:58 PM	8.32	4:34:17 PM	8.66	4:41:38 PM	8.85	4:48:58 PM	8.95		
3:57:47 PM	2.73	4:05:07 PM	5.36	4:12:27 PM	6.93	4:19:48 PM	7.82	4:27:08 PM	8.36	4:34:27 PM	8.66	4:41:48 PM	8.85	4:49:08 PM	8.96		
3:57:57 PM	2.84	4:05:17 PM	5.42	4:12:37 PM	6.97	4:19:58 PM	7.83	4:27:18 PM	8.36	4:34:37 PM	8.66	4:41:58 PM	8.87	4:49:18 PM	8.95		
3:58:07 PM	2.91	4:05:27 PM	5.45	4:12:47 PM	6.99	4:20:08 PM	7.85	4:27:28 PM	8.37	4:34:47 PM	8.67	4:42:08 PM	8.85	4:50:08 PM	8.97		
3:58:17 PM	3	4:05:37 PM	5.49	4:12:57 PM	7.01	4:20:18 PM	7.87	4:27:38 PM	8.37	4:34:57 PM	8.66	4:42:18 PM	8.85	4:50:18 PM	8.97		
3:58:27 PM	3.04	4:05:47 PM	5.55	4:13:07 PM	7.02	4:20:28 PM	7.88	4:27:48 PM	8.37	4:35:07 PM	8.69	4:42:28 PM	8.87	4:50:28 PM	8.96		
3:58:37 PM	3.1	4:05:57 PM	5.59	4:13:17 PM	7.06	4:20:38 PM	7.9	4:27:58 PM	8.39	4:35:17 PM	8.68	4:42:38 PM	8.87	4:50:38 PM	8.96		
3:58:47 PM	3.19	4:06:07 PM	5.65	4:13:27 PM	7.09	4:20:48 PM	7.92	4:28:08 PM	8.4	4:35:27 PM	8.69	4:42:48 PM	8.86	4:50:48 PM	8.98		
3:58:57 PM	3.27	4:06:17 PM	5.68	4:13:37 PM	7.11	4:20:58 PM	7.93	4:28:18 PM	8.42	4:35:37 PM	8.7	4:42:58 PM	8.87	4:50:58 PM	8.97		

Tableau D3 Données brutes pour k_{LA1} du FPW

temps	O.D.	Temp.	20,4 °C										
h:mm:ss	mg/L	Pression	747 mm Hg										
5:19:54 PM	0.05	5:27:24 PM	3.54	5:34:54 PM	5.94	5:42:24 PM	7.33	5:49:54 PM	8.08	5:57:24 PM	8.55	C _s	8,98 mg O ₂ /L
5:20:04 PM	0.06	5:27:34 PM	3.61	5:35:04 PM	6	5:42:34 PM	7.34	5:50:04 PM	8.11	5:57:34 PM	8.55	Ø	1,024
5:20:14 PM	0.07	5:27:44 PM	3.67	5:35:14 PM	6.03	5:42:44 PM	7.35	5:50:14 PM	8.12	5:57:44 PM	8.55		
5:20:24 PM	0.07	5:27:54 PM	3.73	5:35:24 PM	6.07	5:42:54 PM	7.38	5:50:24 PM	8.13	5:57:54 PM	8.57		
5:20:34 PM	0.1	5:28:04 PM	3.79	5:35:34 PM	6.09	5:43:04 PM	7.41	5:50:34 PM	8.14	5:58:04 PM	8.58	temps	O.D.
5:20:44 PM	0.16	5:28:14 PM	3.87	5:35:44 PM	6.14	5:43:14 PM	7.43	5:50:44 PM	8.16	5:58:14 PM	8.58	h:mm:ss	mg/L
5:20:54 PM	0.15	5:28:24 PM	3.92	5:35:54 PM	6.18	5:43:24 PM	7.45	5:50:54 PM	8.17	5:58:24 PM	8.59	6:04:54 PM	8.81
5:21:04 PM	0.21	5:28:34 PM	3.99	5:36:04 PM	6.23	5:43:34 PM	7.46	5:51:04 PM	8.18	5:58:34 PM	8.58	6:05:04 PM	8.81
5:21:14 PM	0.31	5:28:44 PM	4.09	5:36:14 PM	6.26	5:43:44 PM	7.48	5:51:14 PM	8.18	5:58:44 PM	8.61	6:05:14 PM	8.82
5:21:24 PM	0.35	5:28:54 PM	4.12	5:36:24 PM	6.29	5:43:54 PM	7.51	5:51:24 PM	8.2	5:58:54 PM	8.6	6:05:24 PM	8.82
5:21:34 PM	0.43	5:29:04 PM	4.17	5:36:34 PM	6.31	5:44:04 PM	7.53	5:51:34 PM	8.23	5:59:04 PM	8.61	6:05:34 PM	8.82
5:21:44 PM	0.47	5:29:14 PM	4.28	5:36:44 PM	6.35	5:44:14 PM	7.56	5:51:44 PM	8.23	5:59:14 PM	8.61	6:05:44 PM	8.83
5:21:54 PM	0.66	5:29:24 PM	4.29	5:36:54 PM	6.39	5:44:24 PM	7.58	5:51:54 PM	8.25	5:59:24 PM	8.63	6:05:54 PM	8.84
5:22:04 PM	0.82	5:29:34 PM	4.41	5:37:04 PM	6.42	5:44:34 PM	7.6	5:52:04 PM	8.26	5:59:34 PM	8.63	6:06:04 PM	8.85
5:22:14 PM	0.9	5:29:44 PM	4.45	5:37:14 PM	6.47	5:44:44 PM	7.61	5:52:14 PM	8.25	5:59:44 PM	8.64	6:06:14 PM	8.84
5:22:24 PM	0.94	5:29:54 PM	4.51	5:37:24 PM	6.5	5:44:54 PM	7.64	5:52:24 PM	8.28	5:59:54 PM	8.65	6:06:24 PM	8.82
5:22:34 PM	0.96	5:30:04 PM	4.58	5:37:34 PM	6.53	5:45:04 PM	7.65	5:52:34 PM	8.3	6:00:04 PM	8.66	6:06:34 PM	8.85
5:22:44 PM	1.15	5:30:14 PM	4.64	5:37:44 PM	6.56	5:45:14 PM	7.67	5:52:44 PM	8.29	6:00:14 PM	8.66	6:06:44 PM	8.86
5:22:54 PM	1.26	5:30:24 PM	4.7	5:37:54 PM	6.58	5:45:24 PM	7.68	5:52:54 PM	8.31	6:00:24 PM	8.67		
5:23:04 PM	1.31	5:30:34 PM	4.72	5:38:04 PM	6.62	5:45:34 PM	7.71	5:53:04 PM	8.31	6:00:34 PM	8.66		
5:23:14 PM	1.36	5:30:44 PM	4.79	5:38:14 PM	6.66	5:45:44 PM	7.73	5:53:14 PM	8.32	6:00:44 PM	8.68		
5:23:24 PM	1.57	5:30:54 PM	4.83	5:38:24 PM	6.7	5:45:54 PM	7.74	5:53:24 PM	8.35	6:00:54 PM	8.68		
5:23:34 PM	1.67	5:31:04 PM	4.89	5:38:34 PM	6.71	5:46:04 PM	7.76	5:53:34 PM	8.35	6:01:04 PM	8.7		
5:23:44 PM	1.75	5:31:14 PM	4.96	5:38:44 PM	6.75	5:46:14 PM	7.78	5:53:44 PM	8.35	6:01:14 PM	8.69		
5:23:54 PM	1.78	5:31:24 PM	4.99	5:38:54 PM	6.78	5:46:24 PM	7.79	5:53:54 PM	8.35	6:01:24 PM	8.7		
5:24:04 PM	1.91	5:31:34 PM	5.04	5:39:04 PM	6.82	5:46:34 PM	7.84	5:54:04 PM	8.36	6:01:34 PM	8.7		
5:24:14 PM	2.02	5:31:44 PM	5.08	5:39:14 PM	6.82	5:46:44 PM	7.94	5:54:14 PM	8.39	6:01:44 PM	8.72		
5:24:24 PM	2.08	5:31:54 PM	5.16	5:39:24 PM	6.87	5:46:54 PM	8.16	5:54:24 PM	8.41	6:01:54 PM	8.73		
5:24:34 PM	2.2	5:32:04 PM	5.21	5:39:34 PM	6.88	5:47:04 PM	7.88	5:54:34 PM	8.39	6:02:04 PM	8.73		
5:24:44 PM	2.28	5:32:14 PM	5.25	5:39:44 PM	6.91	5:47:14 PM	7.91	5:54:44 PM	8.41	6:02:14 PM	8.74		
5:24:54 PM	2.38	5:32:24 PM	5.32	5:39:54 PM	6.94	5:47:24 PM	7.93	5:54:54 PM	8.41	6:02:24 PM	8.73		
5:25:04 PM	2.4	5:32:34 PM	5.34	5:40:05 PM	6.99	5:47:34 PM	7.94	5:55:04 PM	8.43	6:02:34 PM	8.74		
5:25:14 PM	2.52	5:32:44 PM	5.38	5:40:14 PM	7.01	5:47:44 PM	7.94	5:55:14 PM	8.43	6:02:44 PM	8.75		
5:25:24 PM	2.59	5:32:54 PM	5.46	5:40:24 PM	7.04	5:47:54 PM	7.95	5:55:24 PM	8.45	6:02:54 PM	8.74		
5:25:34 PM	2.67	5:33:04 PM	5.49	5:40:34 PM	7.03	5:48:04 PM	7.96	5:55:34 PM	8.46	6:03:04 PM	8.74		
5:25:44 PM	2.87	5:33:14 PM	5.52	5:40:44 PM	7.07	5:48:14 PM	7.98	5:55:44 PM	8.46	6:03:14 PM	8.76		
5:25:54 PM	2.89	5:33:24 PM	5.58	5:40:54 PM	7.11	5:48:24 PM	7.99	5:55:54 PM	8.47	6:03:24 PM	8.77		
5:26:04 PM	2.98	5:33:34 PM	5.63	5:41:04 PM	7.14	5:48:34 PM	8.03	5:56:04 PM	8.49	6:03:35 PM	8.77		
5:26:14 PM	3.02	5:33:44 PM	5.68	5:41:14 PM	7.15	5:48:44 PM	8.02	5:56:14 PM	8.48	6:03:44 PM	8.77		
5:26:24 PM	3.08	5:33:54 PM	5.71	5:41:24 PM	7.19	5:48:54 PM	8.02	5:56:24 PM	8.51	6:03:54 PM	8.78		
5:26:34 PM	3.14	5:34:04 PM	5.77	5:41:34 PM	7.21	5:49:04 PM	8.05	5:56:34 PM	8.51	6:04:04 PM	8.77		
5:26:44 PM	3.24	5:34:14 PM	5.81	5:41:44 PM	7.22	5:49:14 PM	8.04	5:56:44 PM	8.52	6:04:14 PM	8.79		
5:26:54 PM	3.33	5:34:24 PM	5.83	5:41:54 PM	7.27	5:49:24 PM	8.06	5:56:54 PM	8.51	6:04:24 PM	8.77		
5:27:04 PM	3.38	5:34:34 PM	5.87	5:42:04 PM	7.27	5:49:34 PM	8.08	5:57:04 PM	8.52	6:04:34 PM	8.79		
5:27:14 PM	3.49	5:34:44 PM	5.91	5:42:14 PM	7.29	5:49:44 PM	8.09	5:57:14 PM	8.53	6:04:44 PM	8.8		

Tableau D4 Données brutes pour k_{La1} du FPW_AX

temps h:mm:ss	O.D. mg/L	Temp. Pression	21,5 °C 746 mm Hg										
7:58:01 AM	0.06	8:05:32 AM	3.44	8:13:01 AM	5.88	8:20:32 AM	7.23	8:28:02 AM	7.99	8:35:31 AM	8.41	C _s	8,76 mg O ₂ /L
7:58:11 AM	0.09	8:05:42 AM	3.54	8:13:11 AM	5.93	8:20:42 AM	7.26	8:28:12 AM	7.99	8:35:41 AM	8.41	Ø	1,024
7:58:21 AM	0.1	8:05:52 AM	3.61	8:13:21 AM	5.98	8:20:51 AM	7.27	8:28:21 AM	8.01	8:35:52 AM	8.42		
7:58:31 AM	0.11	8:06:02 AM	3.66	8:13:31 AM	6	8:21:01 AM	7.3	8:28:31 AM	8.02	8:36:02 AM	8.44	temps	O.D.
7:58:41 AM	0.13	8:06:12 AM	3.75	8:13:41 AM	6.04	8:21:11 AM	7.3	8:28:41 AM	8.03	8:36:12 AM	8.43	h:mm:ss	mg/L
7:58:51 AM	0.11	8:06:22 AM	3.83	8:13:51 AM	6.08	8:21:21 AM	7.34	8:28:51 AM	8.04	8:36:22 AM	8.44	8:43:01 AM	8.66
7:59:02 AM	0.15	8:06:32 AM	3.88	8:14:02 AM	6.12	8:21:31 AM	7.36	8:29:01 AM	8.06	8:36:32 AM	8.45	8:43:11 AM	8.67
7:59:12 AM	0.15	8:06:42 AM	3.96	8:14:12 AM	6.14	8:21:41 AM	7.37	8:29:11 AM	8.06	8:36:42 AM	8.47	8:43:21 AM	8.68
7:59:22 AM	0.18	8:06:51 AM	4.01	8:14:22 AM	6.18	8:21:51 AM	7.39	8:29:21 AM	8.07	8:36:52 AM	8.47	8:43:31 AM	8.68
7:59:32 AM	0.23	8:07:01 AM	4.08	8:14:32 AM	6.21	8:22:01 AM	7.41	8:29:31 AM	8.11	8:37:02 AM	8.46	8:43:41 AM	8.69
7:59:42 AM	0.35	8:07:11 AM	4.15	8:14:42 AM	6.25	8:22:12 AM	7.43	8:29:42 AM	8.1	8:37:12 AM	8.49	8:43:51 AM	8.68
7:59:52 AM	0.41	8:07:21 AM	4.18	8:14:52 AM	6.3	8:22:22 AM	7.46	8:29:52 AM	8.11	8:37:22 AM	8.47	8:44:01 AM	8.68
8:00:02 AM	0.51	8:07:31 AM	4.28	8:15:02 AM	6.34	8:22:32 AM	7.49	8:30:02 AM	8.14	8:37:32 AM	8.49	8:44:12 AM	8.68
8:00:12 AM	0.6	8:07:41 AM	4.34	8:15:12 AM	6.37	8:22:42 AM	7.49	8:30:12 AM	8.13	8:37:42 AM	8.5	8:44:22 AM	8.7
8:00:21 AM	0.73	8:07:51 AM	4.37	8:15:22 AM	6.4	8:22:52 AM	7.52	8:30:22 AM	8.13	8:37:52 AM	8.49	8:44:32 AM	8.7
8:00:31 AM	0.83	8:08:02 AM	4.45	8:15:32 AM	6.43	8:23:02 AM	7.53	8:30:32 AM	8.14	8:38:02 AM	8.5	8:44:42 AM	8.72
8:00:41 AM	0.95	8:08:12 AM	4.48	8:15:41 AM	6.45	8:23:12 AM	7.54	8:30:42 AM	8.17	8:38:12 AM	8.52	8:44:52 AM	8.7
8:00:51 AM	1.08	8:08:22 AM	4.56	8:15:51 AM	6.48	8:23:22 AM	7.57	8:30:51 AM	8.18	8:38:22 AM	8.51	8:45:02 AM	8.71
8:01:01 AM	1.12	8:08:32 AM	4.64	8:16:01 AM	6.52	8:23:32 AM	7.58	8:31:01 AM	8.18	8:38:32 AM	8.54	8:45:11 AM	8.7
8:01:11 AM	1.22	8:08:42 AM	4.66	8:16:11 AM	6.56	8:23:42 AM	7.6	8:31:11 AM	8.2	8:38:42 AM	8.52	8:45:21 AM	8.71
8:01:21 AM	1.36	8:08:52 AM	4.74	8:16:21 AM	6.58	8:23:52 AM	7.61	8:31:21 AM	8.19	8:38:52 AM	8.55	8:45:31 AM	8.71
8:01:32 AM	1.43	8:09:02 AM	4.78	8:16:31 AM	6.61	8:24:02 AM	7.64	8:31:31 AM	8.21	8:39:02 AM	8.55	8:45:41 AM	8.72
8:01:42 AM	1.53	8:09:12 AM	4.85	8:16:41 AM	6.65	8:24:12 AM	7.64	8:31:41 AM	8.22	8:39:12 AM	8.55	8:45:51 AM	8.73
8:01:52 AM	1.64	8:09:22 AM	4.91	8:16:52 AM	6.67	8:24:22 AM	7.67	8:31:51 AM	8.23	8:39:22 AM	8.57	8:46:01 AM	8.71
8:02:02 AM	1.77	8:09:32 AM	4.93	8:17:01 AM	6.71	8:24:32 AM	7.68	8:32:01 AM	8.24	8:39:32 AM	8.57	8:46:12 AM	8.72
8:02:12 AM	1.85	8:09:42 AM	5.01	8:17:11 AM	6.73	8:24:42 AM	7.71	8:32:11 AM	8.24	8:39:42 AM	8.56	8:46:22 AM	8.74
8:02:22 AM	1.93	8:09:52 AM	5.05	8:17:21 AM	6.78	8:24:52 AM	7.7	8:32:22 AM	8.27	8:39:52 AM	8.57	8:46:32 AM	8.73
8:02:32 AM	2.03	8:10:01 AM	5.1	8:17:31 AM	6.79	8:25:02 AM	7.73	8:32:32 AM	8.27	8:40:02 AM	8.56	8:46:42 AM	8.78
8:02:42 AM	2.11	8:10:11 AM	5.14	8:17:41 AM	6.83	8:25:12 AM	7.75	8:32:42 AM	8.27	8:40:12 AM	8.58	8:46:52 AM	8.76
8:02:52 AM	2.23	8:10:21 AM	5.18	8:17:51 AM	6.84	8:25:22 AM	7.77	8:32:52 AM	8.28	8:40:22 AM	8.6	8:47:02 AM	8.72
8:03:02 AM	2.29	8:10:31 AM	5.24	8:18:01 AM	6.87	8:25:31 AM	7.77	8:33:02 AM	8.28	8:40:32 AM	8.59	8:47:11 AM	8.76
8:03:12 AM	2.37	8:10:41 AM	5.28	8:18:12 AM	6.89	8:25:41 AM	7.79	8:33:12 AM	8.3	8:40:42 AM	8.59	8:47:21 AM	8.74
8:03:21 AM	2.45	8:10:51 AM	5.36	8:18:22 AM	6.95	8:25:51 AM	7.8	8:33:22 AM	8.31	8:40:52 AM	8.59	8:47:31 AM	8.76
8:03:31 AM	2.53	8:11:02 AM	5.37	8:18:32 AM	6.95	8:26:01 AM	7.82	8:33:32 AM	8.33	8:41:02 AM	8.6	8:47:41 AM	8.75
8:03:41 AM	2.64	8:11:12 AM	5.42	8:18:42 AM	6.98	8:26:11 AM	7.83	8:33:42 AM	8.32	8:41:12 AM	8.62	8:47:51 AM	8.75
8:03:51 AM	2.75	8:11:22 AM	5.46	8:18:52 AM	7	8:26:21 AM	7.86	8:33:52 AM	8.32	8:41:22 AM	8.62	8:48:01 AM	8.75
8:04:01 AM	2.8	8:11:32 AM	5.52	8:19:02 AM	7.03	8:26:31 AM	7.85	8:34:02 AM	8.34	8:41:31 AM	8.63	8:48:11 AM	8.77
8:04:11 AM	2.85	8:11:42 AM	5.54	8:19:11 AM	7.05	8:26:41 AM	7.88	8:34:12 AM	8.35	8:41:41 AM	8.61	8:48:22 AM	8.78
8:04:21 AM	2.96	8:11:52 AM	5.6	8:19:21 AM	7.06	8:26:52 AM	7.89	8:34:22 AM	8.36	8:41:51 AM	8.6	8:48:32 AM	8.77
8:04:31 AM	3.03	8:12:02 AM	5.63	8:19:31 AM	7.09	8:27:02 AM	7.9	8:34:31 AM	8.36	8:42:01 AM	8.64		
8:04:42 AM	3.1	8:12:12 AM	5.69	8:19:41 AM	7.11	8:27:12 AM	7.91	8:34:41 AM	8.37	8:42:11 AM	8.66		
8:04:52 AM	3.18	8:12:22 AM	5.73	8:19:51 AM	7.15	8:27:22 AM	7.92	8:34:51 AM	8.39	8:42:21 AM	8.65		
8:05:02 AM	3.26	8:12:32 AM	5.75	8:20:01 AM	7.18	8:27:32 AM	7.95	8:35:01 AM	8.38	8:42:31 AM	8.63		
8:05:12 AM	3.33	8:12:42 AM	5.82	8:20:11 AM	7.19	8:27:42 AM	7.95	8:35:11 AM	8.4	8:42:41 AM	8.65		
8:05:22 AM	3.41	8:12:51 AM	5.86	8:20:22 AM	7.2	8:27:52 AM	7.96	8:35:21 AM	8.39	8:42:52 AM	8.65		

Tableau D5 Données brutes pour k_{La1} du FPS_AX

temps	O.D.	Temp.	20,4 °C												
h:mm:ss	mg/L	Pression	747 mm Hg												
2:24:21 PM	0.1	2:35:10 PM	4.42	2:44:53 PM	6.78	2:51:43 PM	7.7	2:58:34 PM	8.26	3:05:23 PM	8.6	3:12:14 PM	8.8	C_s	8,93 mg O ₂ /L
2:24:48 PM	0.11	2:25:20 PM	4.43	2:45:03 PM	6.81	2:51:53 PM	7.73	2:58:44 PM	8.27	3:05:33 PM	8.6	3:12:24 PM	8.8	Θ	1,024
2:25:05 PM	0.08	2:35:40 PM	4.5	2:45:13 PM	6.83	2:52:03 PM	7.74	2:58:54 PM	8.29	3:05:43 PM	8.61	3:12:34 PM	8.8		
2:25:24 PM	0.11	2:35:50 PM	4.58	2:45:23 PM	6.86	2:52:13 PM	7.77	2:59:04 PM	8.31	3:05:53 PM	8.61	3:12:44 PM	8.8	temps	O.D.
2:25:45 PM	0.1	2:26:00 PM	4.63	2:45:33 PM	6.89	2:52:23 PM	7.78	2:59:13 PM	8.31	3:06:03 PM	8.62	3:12:54 PM	8.81	h:mm:ss	mg/L
2:26:30 PM	0.16	2:36:20 PM	4.71	2:45:43 PM	6.92	2:52:33 PM	7.8	2:59:23 PM	8.31	3:06:13 PM	8.62	3:13:04 PM	8.81	3:19:03 PM	8.92
2:27:00 PM	0.38	2:36:40 PM	4.84	2:45:53 PM	6.95	2:52:43 PM	7.81	2:59:33 PM	8.33	3:06:23 PM	8.63	3:13:14 PM	8.82	3:19:13 PM	8.93
2:28:00 PM	0.93	2:37:00 PM	4.96	2:46:03 PM	6.98	2:52:53 PM	7.82	2:59:43 PM	8.34	3:06:34 PM	8.64	3:13:24 PM	8.82	3:19:23 PM	8.92
2:28:10 PM	1.04	2:37:20 PM	5.04	2:46:13 PM	7.01	2:53:04 PM	7.85	2:59:53 PM	8.36	3:06:43 PM	8.64	3:13:34 PM	8.82	3:19:33 PM	8.93
2:28:20 PM	1.1	2:37:40 PM	5.12	2:46:23 PM	7.03	2:53:14 PM	7.85	3:00:03 PM	8.36	3:06:53 PM	8.64	3:13:44 PM	8.83	3:19:43 PM	8.93
2:28:30 PM	1.22	2:38:00 PM	5.24	2:46:33 PM	7.06	2:53:24 PM	7.87	3:00:13 PM	8.37	3:07:03 PM	8.65	3:13:54 PM	8.83	3:19:53 PM	8.93
2:28:40 PM	1.3	2:38:20 PM	5.34	2:46:43 PM	7.07	2:53:34 PM	7.89	3:00:23 PM	8.38	3:07:13 PM	8.66	3:14:04 PM	8.84	3:20:03 PM	8.94
2:28:50 PM	1.37	2:38:40 PM	5.47	2:46:53 PM	7.11	2:53:44 PM	7.91	3:00:34 PM	8.38	3:07:23 PM	8.66	3:14:14 PM	8.83	3:20:14 PM	8.93
2:29:00 PM	1.52	2:39:00 PM	5.5	2:47:03 PM	7.14	2:53:54 PM	7.92	3:00:44 PM	8.4	3:07:34 PM	8.67	3:14:24 PM	8.84	3:20:24 PM	8.93
2:29:10 PM	1.57	2:39:20 PM	5.61	2:47:13 PM	7.16	2:54:04 PM	7.94	3:00:54 PM	8.41	3:07:44 PM	8.68	3:14:34 PM	8.84	3:20:34 PM	8.93
2:29:20 PM	1.71	2:40:28 PM	5.9	2:47:23 PM	7.19	2:54:14 PM	7.95	3:01:03 PM	8.41	3:07:54 PM	8.68	3:14:44 PM	8.84	3:20:44 PM	8.94
2:29:30 PM	1.76	2:40:42 PM	5.96	2:47:33 PM	7.21	2:54:23 PM	7.97	3:01:13 PM	8.42	3:08:04 PM	8.68	3:14:54 PM	8.84	3:20:54 PM	8.93
2:29:40 PM	1.82	2:40:53 PM	5.99	2:47:43 PM	7.27	2:54:33 PM	7.98	3:01:24 PM	8.42	3:08:14 PM	8.69	3:15:04 PM	8.85		
2:29:50 PM	1.92	2:41:03 PM	6.01	2:47:53 PM	7.28	2:54:43 PM	7.99	3:01:34 PM	8.48	3:08:24 PM	8.7	3:15:14 PM	8.86		
2:30:10 PM	2.11	2:41:13 PM	6.06	2:48:03 PM	7.28	2:54:53 PM	8.0	3:01:43 PM	8.44	3:08:34 PM	8.7	3:15:24 PM	8.86		
2:30:20 PM	2.19	2:41:23 PM	6.11	2:48:13 PM	7.31	2:55:03 PM	8.02	3:01:53 PM	8.45	3:08:44 PM	8.7	3:15:34 PM	8.86		
2:30:30 PM	2.3	2:41:33 PM	6.12	2:48:24 PM	7.33	2:55:13 PM	8.03	3:02:03 PM	8.46	3:08:54 PM	8.71	3:15:44 PM	8.86		
2:30:40 PM	2.38	2:41:43 PM	6.17	2:48:34 PM	7.34	2:55:23 PM	8.05	3:02:13 PM	8.46	3:09:04 PM	8.71	3:15:54 PM	8.86		
2:30:50 PM	2.48	2:41:53 PM	6.2	2:48:43 PM	7.37	2:55:33 PM	8.06	3:02:23 PM	8.47	3:09:14 PM	8.73	3:16:04 PM	8.86		
2:31:00 PM	2.57	2:42:03 PM	6.24	2:48:53 PM	7.39	2:55:44 PM	8.07	3:02:33 PM	8.48	3:09:23 PM	8.72	3:16:14 PM	8.87		
2:31:10 PM	2.66	2:42:13 PM	6.27	2:49:03 PM	7.41	2:55:54 PM	8.09	3:02:43 PM	8.48	3:09:33 PM	8.73	3:16:24 PM	8.87		
2:31:30 PM	2.83	2:42:23 PM	6.31	2:49:13 PM	7.42	2:56:04 PM	8.11	3:02:53 PM	8.5	3:09:43 PM	8.74	3:16:34 PM	8.88		
2:31:40 PM	2.87	2:42:33 PM	6.36	2:49:23 PM	7.44	2:56:14 PM	8.11	3:03:03 PM	8.5	3:09:53 PM	8.74	3:16:44 PM	8.87		
2:31:50 PM	2.94	2:42:43 PM	6.39	2:49:33 PM	7.47	2:56:24 PM	8.13	3:03:13 PM	8.51	3:10:03 PM	8.74	3:16:53 PM	8.88		
2:32:00 PM	3.01	2:42:53 PM	6.43	2:49:43 PM	7.49	2:56:34 PM	8.14	3:03:23 PM	8.52	3:10:13 PM	8.75	3:17:03 PM	8.89		
2:32:10 PM	3.11	2:43:03 PM	6.44	2:49:54 PM	7.52	2:56:44 PM	8.15	3:03:33 PM	8.53	3:10:23 PM	8.75	3:17:13 PM	8.89		
2:32:20 PM	3.17	2:43:13 PM	6.47	2:50:04 PM	7.53	2:56:54 PM	8.16	3:03:43 PM	8.53	3:10:33 PM	8.75	3:17:23 PM	8.88		
2:32:30 PM	3.29	2:43:23 PM	6.51	2:50:14 PM	7.54	2:57:04 PM	8.17	3:03:53 PM	8.54	3:10:43 PM	8.76	3:17:33 PM	8.9		
2:33:00 PM	3.45	2:43:33 PM	6.55	2:50:24 PM	7.56	2:57:14 PM	8.19	3:04:03 PM	8.54	3:10:54 PM	8.76	3:17:43 PM	8.9		
2:33:10 PM	3.55	2:43:43 PM	6.59	2:50:34 PM	7.6	2:57:23 PM	8.2	3:04:13 PM	8.55	3:11:04 PM	8.77	3:17:54 PM	8.89		
2:33:30 PM	3.63	2:43:53 PM	6.62	2:50:44 PM	7.6	2:57:33 PM	8.2	3:04:23 PM	8.55	3:11:14 PM	8.77	3:18:04 PM	8.9		
2:33:50 PM	3.8	2:44:03 PM	6.65	2:50:54 PM	7.62	2:57:43 PM	8.24	3:04:33 PM	8.56	3:11:24 PM	8.78	3:18:14 PM	8.9		
2:34:10 PM	3.92	2:44:13 PM	6.67	2:51:04 PM	7.63	2:57:53 PM	8.23	3:04:43 PM	8.57	3:11:34 PM	8.78	3:18:24 PM	8.9		
2:34:20 PM	3.99	2:44:23 PM	6.69	2:51:14 PM	7.66	2:58:03 PM	8.24	3:04:53 PM	8.57	3:11:44 PM	8.78	3:18:34 PM	8.91		
2:34:40 PM	4.08	2:44:33 PM	6.71	2:51:24 PM	7.67	2:58:13 PM	8.25	3:05:03 PM	8.58	3:11:54 PM	8.79	3:18:44 PM	8.92		
2:34:55 PM	4.2	2:44:43 PM	6.76	2:51:34 PM	7.71	2:58:23 PM	8.26	3:05:13 PM	8.58	3:12:04 PM	8.79	3:18:53 PM	8.92		

Tableau D6 Données brutes pour k_{LA2} du FPT

temps	O.D.	temps	O.D.	temps	O.D.	temps	O.D.	temps	O.D.	Temp.	22,4 °C
h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	Pression	765 mm Hg
12:52:50 PM	0.15	1:00:20 PM	8.53	1:07:50 PM	8.75	1:15:20 PM	8.76	1:22:50 PM	8.77	C_s	8,77 mg O ₂ /L
12:53:00 PM	0.23	1:00:30 PM	8.56	1:08:00 PM	8.73	1:15:30 PM	8.77	1:23:00 PM	8.76	θ	1,024
12:53:10 PM	0.45	1:00:40 PM	8.59	1:08:10 PM	8.74	1:15:40 PM	8.76	1:23:10 PM	8.76		
12:53:20 PM	0.88	1:00:50 PM	8.61	1:08:20 PM	8.72	1:15:50 PM	8.78	1:23:20 PM	8.77	temps	O.D.
12:53:30 PM	1.59	1:01:00 PM	8.6	1:08:30 PM	8.75	1:16:00 PM	8.75	1:23:30 PM	8.77	h:mm:ss	mg/L
12:53:40 PM	2.25	1:01:10 PM	8.63	1:08:40 PM	8.74	1:16:10 PM	8.78	1:23:40 PM	8.77	1:30:20 PM	8.78
12:53:50 PM	2.86	1:01:20 PM	8.63	1:08:50 PM	8.77	1:16:20 PM	8.76	1:23:50 PM	8.78	1:30:30 PM	8.77
12:54:00 PM	3.39	1:01:30 PM	8.61	1:09:00 PM	8.75	1:16:30 PM	8.76	1:24:00 PM	8.77	1:30:40 PM	8.74
12:54:10 PM	3.87	1:01:40 PM	8.65	1:09:10 PM	8.76	1:16:40 PM	8.76	1:24:10 PM	8.77		
12:54:20 PM	4.29	1:01:50 PM	8.66	1:09:20 PM	8.75	1:16:50 PM	8.77	1:24:20 PM	8.77		
12:54:30 PM	4.7	1:02:00 PM	8.66	1:09:30 PM	8.77	1:17:00 PM	8.76	1:24:30 PM	8.77		
12:54:40 PM	5.07	1:02:10 PM	8.68	1:09:40 PM	8.77	1:17:10 PM	8.78	1:24:40 PM	8.77		
12:54:50 PM	5.38	1:02:20 PM	8.68	1:09:50 PM	8.76	1:17:20 PM	8.77	1:24:50 PM	8.77		
12:55:00 PM	5.69	1:02:30 PM	8.69	1:10:00 PM	8.76	1:17:30 PM	8.76	1:25:00 PM	8.76		
12:55:10 PM	5.96	1:02:40 PM	8.69	1:10:10 PM	8.75	1:17:40 PM	8.77	1:25:10 PM	8.77		
12:55:20 PM	6.22	1:02:50 PM	8.69	1:10:20 PM	8.77	1:17:50 PM	8.75	1:25:20 PM	8.77		
12:55:30 PM	6.44	1:03:00 PM	8.71	1:10:30 PM	8.75	1:18:00 PM	8.77	1:25:30 PM	8.77		
12:55:40 PM	6.62	1:03:10 PM	8.7	1:10:40 PM	8.78	1:18:10 PM	8.77	1:25:40 PM	8.77		
12:55:50 PM	6.83	1:03:20 PM	8.71	1:10:50 PM	8.76	1:18:20 PM	8.75	1:25:50 PM	8.77		
12:56:00 PM	7.03	1:03:30 PM	8.71	1:11:00 PM	8.77	1:18:30 PM	8.76	1:26:00 PM	8.77		
12:56:10 PM	7.15	1:03:40 PM	8.72	1:11:10 PM	8.76	1:18:40 PM	8.76	1:26:10 PM	8.76		
12:56:20 PM	7.29	1:03:50 PM	8.71	1:11:20 PM	8.76	1:18:50 PM	8.75	1:26:20 PM	8.78		
12:56:30 PM	7.41	1:04:00 PM	8.73	1:11:30 PM	8.76	1:19:00 PM	8.77	1:26:30 PM	8.76		
12:56:40 PM	7.5	1:04:10 PM	8.71	1:11:40 PM	8.74	1:19:10 PM	8.79	1:26:40 PM	8.77		
12:56:50 PM	7.62	1:04:20 PM	8.74	1:11:50 PM	8.76	1:19:20 PM	8.8	1:26:50 PM	8.77		
12:57:00 PM	7.71	1:04:30 PM	8.72	1:12:00 PM	8.76	1:19:30 PM	8.76	1:27:00 PM	8.78		
12:57:10 PM	7.79	1:04:40 PM	8.73	1:12:10 PM	8.76	1:19:40 PM	8.77	1:27:10 PM	8.8		
12:57:20 PM	7.87	1:04:50 PM	8.75	1:12:20 PM	8.75	1:19:50 PM	8.76	1:27:20 PM	8.77		
12:57:30 PM	7.94	1:05:00 PM	8.73	1:12:30 PM	8.76	1:20:00 PM	8.77	1:27:30 PM	8.77		
12:57:40 PM	8	1:05:10 PM	8.75	1:12:40 PM	8.76	1:20:10 PM	8.77	1:27:40 PM	8.77		
12:57:50 PM	8.06	1:05:20 PM	8.72	1:12:50 PM	8.77	1:20:20 PM	8.76	1:27:50 PM	8.77		
12:58:00 PM	8.11	1:05:30 PM	8.73	1:13:00 PM	8.76	1:20:30 PM	8.78	1:28:00 PM	8.77		
12:58:10 PM	8.18	1:05:40 PM	8.75	1:13:10 PM	8.76	1:20:40 PM	8.76	1:28:10 PM	8.77		
12:58:20 PM	8.21	1:05:50 PM	8.76	1:13:20 PM	8.75	1:20:50 PM	8.77	1:28:20 PM	8.76		
12:58:30 PM	8.27	1:06:00 PM	8.76	1:13:30 PM	8.75	1:21:00 PM	8.76	1:28:30 PM	8.78		
12:58:40 PM	8.3	1:06:10 PM	8.75	1:13:40 PM	8.75	1:21:10 PM	8.76	1:28:40 PM	8.78		
12:58:50 PM	8.32	1:06:20 PM	8.74	1:13:50 PM	8.77	1:21:20 PM	8.76	1:28:50 PM	8.77		
12:59:00 PM	8.35	1:06:30 PM	8.74	1:14:00 PM	8.76	1:21:30 PM	8.76	1:29:00 PM	8.77		
12:59:10 PM	8.38	1:06:40 PM	8.78	1:14:10 PM	8.77	1:21:40 PM	8.77	1:29:10 PM	8.77		
12:59:20 PM	8.42	1:06:50 PM	8.72	1:14:20 PM	8.75	1:21:50 PM	8.76	1:29:20 PM	8.78		
12:59:30 PM	8.44	1:07:00 PM	8.77	1:14:30 PM	8.76	1:22:00 PM	8.77	1:29:30 PM	8.76		
12:59:40 PM	8.47	1:07:10 PM	8.75	1:14:40 PM	8.77	1:22:10 PM	8.78	1:29:40 PM	8.78		
12:59:50 PM	8.49	1:07:20 PM	8.75	1:14:50 PM	8.77	1:22:20 PM	8.77	1:29:50 PM	8.78		
1:00:00 PM	8.51	1:07:30 PM	8.76	1:15:00 PM	8.76	1:22:30 PM	8.77	1:30:00 PM	8.76		
1:00:10 PM	8.52	1:07:40 PM	8.76	1:15:10 PM	8.77	1:22:40 PM	8.77	1:30:10 PM	8.77		

Tableau D7 Données brutes pour k_{LA2} du FPW

temps	O.D.	temps	O.D.	temps	O.D.	Temp.	21,6 °C
h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	Pression	765 mm Hg
2:16:36 PM	0.22	2:24:06 PM	8.41	2:31:37 PM	8.81	C_s	8,86 mg O ₂ /L
2:16:47 PM	0.46	2:24:16 PM	8.46	2:31:47 PM	8.83	Θ	1,024
2:16:57 PM	1.26	2:24:27 PM	8.47	2:31:57 PM	8.83		
2:17:07 PM	1.05	2:24:37 PM	8.49	2:32:07 PM	8.83	temps	O.D.
2:17:17 PM	0.44	2:24:47 PM	8.51	2:32:17 PM	8.83	h:mm:ss	mg/L
2:17:27 PM	0.24	2:24:56 PM	8.53	2:32:26 PM	8.83	2:39:06 PM	8.86
2:17:37 PM	0.28	2:25:06 PM	8.56	2:32:36 PM	8.83	2:39:16 PM	8.86
2:17:46 PM	0.44	2:25:16 PM	8.57	2:32:46 PM	8.84	2:39:26 PM	8.86
2:17:56 PM	0.97	2:25:26 PM	8.59	2:32:56 PM	8.83	2:39:36 PM	8.87
2:18:06 PM	1.69	2:25:36 PM	8.59	2:33:06 PM	8.84	2:39:46 PM	8.86
2:18:16 PM	2.32	2:25:46 PM	8.62	2:33:17 PM	8.85	2:39:57 PM	8.85
2:18:26 PM	2.91	2:25:57 PM	8.64	2:33:27 PM	8.83	2:40:07 PM	8.86
2:18:37 PM	3.46	2:26:07 PM	8.63	2:33:37 PM	8.85	2:40:16 PM	8.86
2:18:47 PM	3.98	2:26:16 PM	8.67	2:33:47 PM	8.84	2:40:26 PM	8.87
2:18:57 PM	4.42	2:26:26 PM	8.67	2:33:56 PM	8.84	2:40:36 PM	8.87
2:19:07 PM	4.82	2:26:36 PM	8.68	2:34:06 PM	8.84	2:40:46 PM	8.86
2:19:17 PM	5.18	2:26:46 PM	8.69	2:34:16 PM	8.84	2:40:56 PM	8.87
2:19:27 PM	5.48	2:26:56 PM	8.71	2:34:26 PM	8.85	2:41:06 PM	8.87
2:19:37 PM	5.79	2:27:07 PM	8.7	2:34:36 PM	8.85	2:41:17 PM	8.86
2:19:47 PM	6.03	2:27:17 PM	8.72	2:34:46 PM	8.84		
2:19:56 PM	6.27	2:27:26 PM	8.73	2:34:57 PM	8.84		
2:20:06 PM	6.47	2:27:36 PM	8.74	2:35:07 PM	8.85		
2:20:16 PM	6.67	2:27:46 PM	8.74	2:35:17 PM	8.85		
2:20:26 PM	6.85	2:27:56 PM	8.75	2:35:27 PM	8.86		
2:20:36 PM	7.02	2:28:06 PM	8.75	2:35:37 PM	8.86		
2:20:46 PM	7.15	2:28:16 PM	8.76	2:35:47 PM	8.86		
2:20:57 PM	7.27	2:28:27 PM	8.76	2:35:57 PM	8.86		
2:21:07 PM	7.38	2:28:37 PM	8.77	2:36:07 PM	8.85		
2:21:17 PM	7.48	2:28:46 PM	8.78	2:36:17 PM	8.85		
2:21:27 PM	7.59	2:28:56 PM	8.78	2:36:27 PM	8.86		
2:21:37 PM	7.68	2:29:06 PM	8.79	2:36:37 PM	8.85		
2:21:47 PM	7.77	2:29:16 PM	8.79	2:36:47 PM	8.86		
2:21:57 PM	7.84	2:29:26 PM	8.79	2:36:56 PM	8.86		
2:22:06 PM	7.9	2:29:36 PM	8.8	2:37:06 PM	8.87		
2:22:16 PM	7.97	2:29:47 PM	8.8	2:37:16 PM	8.86		
2:22:26 PM	8.03	2:29:57 PM	8.8	2:37:26 PM	8.85		
2:22:36 PM	8.07	2:30:07 PM	8.8	2:37:36 PM	8.86		
2:22:46 PM	8.12	2:30:17 PM	8.8	2:37:47 PM	8.87		
2:22:56 PM	8.18	2:30:26 PM	8.81	2:37:57 PM	8.86		
2:23:06 PM	8.22	2:30:36 PM	8.82	2:38:07 PM	8.86		
2:23:17 PM	8.25	2:30:46 PM	8.81	2:38:17 PM	8.87		
2:23:26 PM	8.29	2:30:56 PM	8.81	2:38:27 PM	8.87		
2:23:36 PM	8.33	2:31:06 PM	8.82	2:38:37 PM	8.86		
2:23:46 PM	8.37	2:31:17 PM	8.82	2:38:46 PM	8.87		
2:23:56 PM	8.39	2:31:27 PM	8.82	2:38:56 PM	8.85		

Tableau D8 Données brutes pour k_{La2} du FPW_AX

temps h:mm:ss	O.D. mg/L	temps h:mm:ss	O.D. mg/L	temps h:mm:ss	O.D. mg/L	Temp. Pression	20,5 °C 766 mm Hg
10:14:33 AM	0.09	10:22:04 AM	8.26	10:29:33 AM	9.01	C_s	9,03 mg O ₂ /L
10:14:43 AM	0.07	10:22:13 AM	8.27	10:29:43 AM	8.99	Θ	1,024
10:14:53 AM	0.06	10:22:23 AM	8.3	10:29:54 AM	9.01		
10:15:04 AM	0.15	10:22:33 AM	8.34	10:30:04 AM	8.98		
10:15:14 AM	0.28	10:22:43 AM	8.39	10:30:13 AM	8.99		
10:15:24 AM	0.25	10:22:53 AM	8.43	10:30:23 AM	9.04		
10:15:33 AM	0.15	10:23:03 AM	8.47	10:30:33 AM	8.97		
10:15:43 AM	0.22	10:23:14 AM	8.5	10:30:43 AM	8.99		
10:15:53 AM	0.38	10:23:24 AM	8.55	10:30:53 AM	9.03		
10:16:03 AM	0.54	10:23:33 AM	8.58	10:31:03 AM	8.99		
10:16:13 AM	0.34	10:23:43 AM	8.62	10:31:14 AM	9.02		
10:16:23 AM	0.55	10:23:53 AM	8.64	10:31:24 AM	9		
10:16:34 AM	0.41	10:24:03 AM	8.67	10:31:33 AM	8.97		
10:16:43 AM	0.52	10:24:13 AM	8.7	10:31:43 AM	9.02		
10:16:53 AM	1.01	10:24:24 AM	8.72	10:31:53 AM	9.01		
10:17:03 AM	1.48	10:24:34 AM	8.72	10:32:03 AM	9.02		
10:17:13 AM	2.06	10:24:43 AM	8.78	10:32:13 AM	8.99		
10:17:23 AM	2.61	10:24:53 AM	8.78	10:32:23 AM	9.03		
10:17:33 AM	3.12	10:25:03 AM	8.8	10:32:34 AM	8.98		
10:17:43 AM	3.56	10:25:13 AM	8.81	10:32:44 AM	9.01		
10:17:54 AM	3.88	10:25:23 AM	8.85	10:32:53 AM	9.03		
10:18:04 AM	4.32	10:25:34 AM	8.85	10:33:03 AM	9.05		
10:18:13 AM	4.71	10:25:44 AM	8.86	10:33:13 AM	9		
10:18:23 AM	4.98	10:25:53 AM	8.88	10:33:23 AM	9.03		
10:18:33 AM	5.33	10:26:03 AM	8.89	10:33:33 AM	9.01		
10:18:43 AM	5.61	10:26:13 AM	8.87	10:33:43 AM	9.01		
10:18:53 AM	5.94	10:26:23 AM	8.9	10:33:54 AM	9.03		
10:19:03 AM	6.15	10:26:33 AM	8.89	10:34:03 AM	9.03		
10:19:14 AM	6.36	10:26:43 AM	8.92	10:34:13 AM	9.07		
10:19:24 AM	6.55	10:26:53 AM	8.87	10:34:23 AM	9.05		
10:19:33 AM	6.73	10:27:04 AM	8.93	10:34:33 AM	9.02		
10:19:43 AM	6.92	10:27:13 AM	8.94	10:34:43 AM	9.02		
10:19:53 AM	7.03	10:27:23 AM	8.92	10:34:53 AM	9.04		
10:20:03 AM	7.14	10:27:33 AM	8.96	10:35:03 AM	9.02		
10:20:13 AM	7.23	10:27:43 AM	8.96	10:35:14 AM	9.03		
10:20:23 AM	7.39	10:27:53 AM	8.96	10:35:24 AM	8.95		
10:20:34 AM	7.53	10:28:03 AM	8.94	10:35:34 AM	9.03		
10:20:44 AM	7.64	10:28:13 AM	8.95	10:35:44 AM	9.03		
10:20:53 AM	7.7	10:28:24 AM	8.96	10:35:54 AM	9.2		
10:21:03 AM	7.81	10:28:34 AM	8.97	10:36:03 AM	9.03		
10:21:13 AM	7.83	10:28:44 AM	8.98	10:36:13 AM	9.01		
10:21:23 AM	7.93	10:28:53 AM	8.98	10:36:23 AM	9.01		
10:21:33 AM	8	10:29:03 AM	8.99	10:36:33 AM	9.02		
10:21:44 AM	8.08	10:29:13 AM	8.97	10:36:43 AM	9.02		
10:21:54 AM	8.14	10:29:23 AM	8.99	10:36:53 AM	9.04		

Tableau D9 Données brutes pour k_{La2} du FPS

temps	O.D.	temps	O.D.	temps	O.D.	Temp.	21,6 °C
h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	Pression	765 mm Hg
3:16:51 PM	0.22	3:24:23 PM	8.57	3:31:51 PM	8.91	C_s	8,93 mg O ₂ /L
3:17:01 PM	0.82	3:24:31 PM	8.59	3:32:01 PM	8.92	Θ	1,024
3:17:11 PM	1.73	3:24:41 PM	8.61	3:32:11 PM	8.93		
3:17:21 PM	2.91	3:24:51 PM	8.62	3:32:21 PM	8.91		
3:17:31 PM	3.46	3:25:01 PM	8.66	3:32:31 PM	8.94		
3:17:41 PM	3.89	3:25:11 PM	8.71	3:32:41 PM	8.93		
3:17:51 PM	4.06	3:25:21 PM	8.7	3:32:51 PM	8.92		
3:18:01 PM	4.27	3:25:31 PM	8.73	3:33:01 PM	8.93		
3:18:11 PM	4.8	3:25:41 PM	8.74	3:33:11 PM	8.96		
3:18:21 PM	4.68	3:25:51 PM	8.76	3:33:21 PM	8.93		
3:18:31 PM	4.9	3:26:01 PM	8.77	3:33:31 PM	8.93		
3:18:41 PM	5.16	3:26:11 PM	8.78	3:33:41 PM	8.91		
3:18:51 PM	5.4	3:26:21 PM	8.82	3:33:51 PM	8.92		
3:19:01 PM	5.66	3:26:31 PM	8.82	3:34:01 PM	8.93		
3:19:11 PM	5.86	3:26:41 PM	8.83	3:34:11 PM	8.96		
3:19:21 PM	6.08	3:26:51 PM	8.75	3:34:21 PM	8.93		
3:19:31 PM	6.29	3:27:01 PM	8.79	3:34:31 PM	8.94		
3:19:41 PM	6.46	3:27:11 PM	8.8	3:34:41 PM	8.93		
3:19:51 PM	6.65	3:27:21 PM	8.82	3:34:51 PM	8.95		
3:20:01 PM	6.84	3:27:31 PM	8.83	3:35:01 PM	8.93		
3:20:11 PM	6.98	3:27:41 PM	8.81	3:35:11 PM	8.93		
3:20:21 PM	7.13	3:27:51 PM	8.84	3:35:21 PM	8.95		
3:20:31 PM	7.27	3:28:01 PM	8.87	3:35:31 PM	8.92		
3:20:41 PM	7.37	3:28:11 PM	8.91	3:35:41 PM	8.96		
3:20:51 PM	7.48	3:28:21 PM	8.91	3:35:51 PM	8.94		
3:21:01 PM	7.61	3:28:31 PM	8.92	3:36:01 PM	8.95		
3:21:11 PM	7.71	3:28:41 PM	9.1	3:36:11 PM	8.94		
3:21:21 PM	7.79	3:28:51 PM	8.95	3:36:21 PM	8.94		
3:21:31 PM	7.89	3:29:01 PM	8.94	3:36:31 PM	8.93		
3:21:41 PM	7.97	3:29:11 PM	9.1	3:36:41 PM	8.91		
3:21:51 PM	8.02	3:29:21 PM	8.87	3:36:51 PM	8.95		
3:22:01 PM	8.1	3:29:31 PM	8.88	3:37:01 PM	8.93		
3:22:11 PM	8.15	3:29:41 PM	8.9	3:37:11 PM	8.92		
3:22:21 PM	8.2	3:29:51 PM	8.91	3:37:21 PM	8.92		
3:22:31 PM	8.25	3:30:01 PM	8.87	3:37:31 PM	8.94		
3:22:41 PM	8.29	3:30:11 PM	8.88	3:37:41 PM	8.92		
3:22:51 PM	8.33	3:30:21 PM	8.89	3:37:51 PM	8.93		
3:23:01 PM	8.36	3:30:31 PM	8.94	3:38:01 PM	8.92		
3:23:11 PM	8.4	3:30:41 PM	8.94	3:38:11 PM	8.94		
3:23:21 PM	8.43	3:30:51 PM	8.92	3:38:21 PM	8.93		
3:23:31 PM	8.46	3:31:01 PM	8.91	3:38:31 PM	8.92		
3:23:41 PM	8.47	3:31:11 PM	8.95	3:38:41 PM	8.94		
3:23:51 PM	8.52	3:31:21 PM	8.92	3:38:51 PM	8.96		
3:24:01 PM	8.54	3:31:31 PM	8.94	3:39:01 PM	8.91		
3:24:11 PM	8.56	3:31:41 PM	8.93	3:39:11 PM	8.93		
				3:39:21 PM	8.92		

Tableau D10 Données brutes pour $k_{L,a2}$ du FPS_AX

temps	O.D.	temps	O.D.	temps	O.D.	Temp.	21,0 °C
h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	h:mm:ss	mg/L	Pression	765 mm Hg
11:43:19 AM	0.17	11:50:49 AM	8.45	11:58:19 AM	8.89	C_s	8,93 mg O ₂ /L
11:43:29 AM	0.78	11:50:59 AM	8.49	11:58:29 AM	8.89	Θ	1,024
11:43:39 AM	1.35	11:51:09 AM	8.52	11:58:39 AM	8.88		
11:43:49 AM	1.55	11:51:19 AM	8.53	11:58:49 AM	8.89	temps	O.D.
11:43:59 AM	1.55	11:51:29 AM	8.56	11:58:59 AM	8.89	h:mm:ss	mg/L
11:44:09 AM	1.41	11:51:39 AM	8.59	11:59:09 AM	8.89	12:05:49 PM	8.93
11:44:19 AM	1.29	11:51:49 AM	8.6	11:59:19 AM	8.89	12:05:59 PM	8.92
11:44:29 AM	1.24	11:51:59 AM	8.62	11:59:29 AM	8.9	12:06:09 PM	8.91
11:44:39 AM	1.37	11:52:09 AM	8.64	11:59:39 AM	8.89	12:06:19 PM	8.94
11:44:49 AM	1.55	11:52:19 AM	8.65	11:59:49 AM	8.9	12:06:29 PM	8.93
11:44:59 AM	1.96	11:52:29 AM	8.65	11:59:59 AM	8.89	12:06:39 PM	8.93
11:45:09 AM	2.34	11:52:39 AM	8.69	12:00:09 PM	8.91	12:06:49 PM	8.92
11:45:19 AM	2.73	11:52:49 AM	8.69	12:00:19 PM	8.9	12:06:59 PM	8.93
11:45:29 AM	3.15	11:52:59 AM	8.71	12:00:29 PM	8.92	12:07:09 PM	8.93
11:45:39 AM	3.55	11:53:09 AM	8.71	12:00:39 PM	8.91	12:07:19 PM	8.93
11:45:49 AM	3.96	11:53:19 AM	8.72	12:00:49 PM	8.91	12:07:29 PM	8.92
11:45:59 AM	4.36	11:53:29 AM	8.75	12:00:59 PM	8.91	12:07:39 PM	8.93
11:46:09 AM	4.72	11:53:39 AM	8.75	12:01:09 PM	8.91	12:07:49 PM	8.93
11:46:19 AM	5.1	11:53:49 AM	8.74	12:01:19 PM	8.91	12:07:59 PM	8.93
11:46:29 AM	5.53	11:53:59 AM	8.76	12:01:29 PM	8.92	12:08:09 PM	8.93
11:46:39 AM	5.87	11:54:09 AM	8.77	12:01:39 PM	8.92	12:08:19 PM	8.93
11:46:49 AM	6.14	11:54:19 AM	8.78	12:01:49 PM	8.91	12:08:29 PM	8.93
11:46:59 AM	6.37	11:54:29 AM	8.79	12:01:59 PM	8.91	12:08:39 PM	8.92
11:47:09 AM	6.58	11:54:39 AM	8.79	12:02:09 PM	8.92	12:08:49 PM	8.93
11:47:19 AM	6.77	11:54:49 AM	8.79	12:02:19 PM	8.91		
11:47:29 AM	6.93	11:54:59 AM	8.82	12:02:29 PM	8.93		
11:47:39 AM	7.09	11:55:09 AM	8.8	12:02:39 PM	8.91		
11:47:49 AM	7.22	11:55:19 AM	8.82	12:02:49 PM	8.93		
11:47:59 AM	7.34	11:55:29 AM	8.82	12:02:59 PM	8.93		
11:48:09 AM	7.45	11:55:39 AM	8.82	12:03:09 PM	8.92		
11:48:19 AM	7.59	11:55:49 AM	8.84	12:03:19 PM	8.92		
11:48:29 AM	7.68	11:55:59 AM	8.84	12:03:29 PM	8.92		
11:48:39 AM	7.78	11:56:09 AM	8.83	12:03:39 PM	8.93		
11:48:49 AM	7.86	11:56:19 AM	8.84	12:03:49 PM	8.92		
11:48:59 AM	7.93	11:56:29 AM	8.84	12:03:59 PM	8.93		
11:49:09 AM	8	11:56:39 AM	8.85	12:04:09 PM	8.92		
11:49:19 AM	8.05	11:56:49 AM	8.87	12:04:19 PM	8.91		
11:49:29 AM	8.13	11:56:59 AM	8.86	12:04:29 PM	8.93		
11:49:39 AM	8.17	11:57:09 AM	8.86	12:04:39 PM	8.93		
11:49:49 AM	8.23	11:57:19 AM	8.88	12:04:49 PM	8.93		
11:49:59 AM	8.26	11:57:29 AM	8.87	12:04:59 PM	8.92		
11:50:09 AM	8.31	11:57:39 AM	8.87	12:05:09 PM	8.92		
11:50:19 AM	8.35	11:57:49 AM	8.87	12:05:19 PM	8.92		
11:50:29 AM	8.39	11:57:59 AM	8.89	12:05:29 PM	8.93		
11:50:39 AM	8.43	11:58:09 AM	8.9	12:05:39 PM	8.93		

Tableau D11 Données brutes pour k_{LA3}

FP-T		FP-W		FP-W, AX		FP-S		FP-S, AX	
Temp.	10,8 °C	Temp.	9,8 °C	Temp.	10,6 °C	Temp.	7,9 °C	Temp.	8,7 °C
Pression	750 mm Hg	Pression	752 mm Hg	Pression	751 mm Hg	Pression	757 mm Hg	Pression	753 mm Hg
C_s	11,0 mg O ₂ /L	C_s	11,2 mg O ₂ /L	C_s	11,1 mg O ₂ /L	C_s	12,0 mg O ₂ /L	C_s	11,6 mg O ₂ /L
Θ	1,024								
Temps	O.D.								
min	mg/L								
0.00	0.49	0.00	0.44	0.00	0.66	0.00	0.70	0.00	0.96
1.00	3.59	0.17	0.39	0.17	0.77	0.17	0.73	0.17	0.94
1.25	4.74	0.33	0.44	0.33	1.29	0.33	1.39	0.33	1.43
1.50	5.56	0.50	1.65	0.50	2.34	0.50	2.28	0.50	2.45
1.66	6.08	0.67	2.78	0.67	3.60	0.67	3.21	0.67	3.25
1.83	6.6	0.84	3.82	0.84	4.50	0.84	4.12	0.84	4.12
2.00	7.02	1.00	4.76	1.00	5.38	1.00	4.91	1.00	5.03
2.16	7.39	1.17	5.36	1.17	6.19	1.17	5.64	1.17	5.78
2.33	7.77	1.34	5.8	1.34	6.76	1.34	6.39	1.34	6.45
2.50	8.08	1.50	6.21	1.50	7.26	1.50	7.00	1.50	7.00
2.66	8.34	1.67	6.52	1.67	7.76	1.67	7.51	1.67	7.57
2.83	8.57	1.84	6.86	1.84	8.18	1.84	7.90	1.84	8.02
3.00	8.79	2.00	7.22	2.00	8.48	2.00	8.27	2.00	8.46
3.16	8.98	2.17	7.54	2.17	8.75	2.17	8.61	2.17	8.74
3.33	9.12	2.34	7.88	2.34	9.02	2.34	8.92	2.34	9.05
3.50	9.36	2.51	8.09	2.51	9.17	2.51	9.10	2.51	9.28
3.66	9.54	2.67	8.38	2.67	9.33	2.67	9.34	2.67	9.49
3.83	9.67	2.84	8.62	2.84	9.50	2.84	9.50	2.84	9.69
4.00	9.82	3.01	8.93	3.01	9.64	3.00	9.68	3.00	9.88
4.16	9.89	3.17	9.08	3.17	9.76	3.17	9.83	3.25	10.07
4.33	10.01	3.34	9.27	3.34	9.91	3.33	9.99	3.33	10.17
4.50	10.1	3.51	9.45	3.51	10.00	3.50	10.09	3.50	10.25
4.66	10.17	3.67	9.59	3.67	10.09	3.67	10.23	3.66	10.34
4.83	10.24	3.84	9.72	3.84	10.17	3.84	10.33	3.83	10.43
5.00	10.31	4.01	9.84	4.00	10.26	4.00	10.43	4.00	10.51
5.16	10.37	4.18	9.94	4.25	10.36	4.25	10.57	4.25	10.63
5.33	10.42	4.34	10.03	4.50	10.44	4.50	10.67	4.50	10.71
5.50	10.46	4.51	10.11	4.75	10.50	4.75	10.77	4.75	10.80
5.75	10.51	4.68	10.19	5.00	10.58	5.00	10.89	5.00	10.87
6.00	10.58	4.84	10.27	5.25	10.64	5.25	10.97	5.25	10.93
6.25	10.64	5.00	10.33	5.50	10.69	5.50	11.03	5.50	10.99
6.50	10.68	5.25	10.42	5.75	10.75	5.75	11.13	5.75	11.03
6.75	10.72	5.50	10.5	6.00	10.79	6.00	11.20	6.00	11.08
7.00	10.75	5.75	10.57	6.50	10.84	6.50	11.32	6.50	11.18
7.50	10.81	6.00	10.64	7.00	10.92	7.00	11.41	7.00	11.23
8.00	10.87	6.25	10.69	7.50	10.96	7.50	11.50	7.50	11.26
8.50	10.9	6.50	10.75	8.00	10.99	8.00	11.58	8.00	11.31
9.00	10.94	6.75	10.8	8.50	11.03	9.00	11.69	9.00	11.39
9.50	10.97	7.00	10.84	9.00	11.05	10.00	11.75	10.00	11.44
10.00	10.98	7.50	10.9	9.50	11.06	11.00	11.82	11.00	11.47
10.50	10.98	8.00	10.97	10.00	11.09	12.00	11.86	12.00	11.50
11.00	11	8.50	11.03	10.50	11.09	13.00	11.90	13.00	11.51
12.00	11.04	9.00	11.06	11.00	11.10	14.00	11.93	14.00	11.53
13.00	11.01	10.00	11.13	12.00	11.13	15.00	11.93	15.00	11.53
14.00	11.04	11.00	11.14	13.00	11.13	16.00	11.95	16.00	11.55
15.00	11.02	12.00	11.17	14.00	11.15	17.00	11.95	20.50	11.57
		13.00	11.16	20.00	11.15	18.00	11.96	21.00	11.57
		14.00	11.16			21.50	11.98		
		15.00	11.24			23.00	11.98		
		16.00	11.22			25.50	11.99		
		17.00	11.23						
		25.00	11.19						

ANNEXE E RÉSULTATS DES ANALYSES DES ÉCHANTILLONS LIQUIDES

Tableau E1 Nomenclature des échantillons

Légende			
Unité Pilote	Paramètre	Abréviation	Note
Prétraitement (UASB)	Affluent	Aff _{LIX}	Lixiviat brut
	Effluent	Eff _{PT}	
Filtre pré-anoxie (AX)	Affluent - (mélange de Eff _{PT} et FP recirc.)	Aff _{AX}	Aff _{AX} = Aff _{FP}
	Effluent	Eff _{AX}	Eff _{AX} = Aff _{OX1} et Aff _{OX2}
Filtre planté aéré (FP)			
FP1 = FPW_AX	Affluent	Aff _{OX1}	Aff _{OX-1} = Eff _{AX}
	Effluent	Eff _{OX1}	
FP2 = FPS_AX	Affluent	Aff _{OX2}	Aff _{OX-2} = Eff _{AX}
	Effluent	Eff _{OX2}	
FP3 = FPT	Affluent	Aff _{OX3}	
	Effluent	Eff _{OX3}	
FP4 = FPW	Affluent	Aff _{OX4}	
	Effluent	Eff _{OX4}	
FP5 = FPS	Affluent	Aff _{OX5}	
	Effluent	Eff _{OX5}	

Tableau E2 Répartition des analyses liquides

Analyses liquides	Paramètre	Unité pilote		Analyse	Prétraitement		Filtre préanoxie	Filtre planté		
		Échantillon			Méthode	Affluent	Effluent	Effluent	Affluent	Effluent
		Abréviation				Internes	Externes	Aff _{fix}	Eff _{Pr}	Aff _{OX1-2}
Physique	Matières en suspension	MES	SM 2540	X		X	X	X	O	X
	Matières volatiles en suspension	MVES	SM 2540	X		X	X	X	O	X
	Solides totaux	-	SM 2540	X		X	X	X	O	X
	Solides filtrables	-	SM 2540	X		X	X	X	O	X
	pH	-	SM 4500-H+	X		X	X	X	O	X
	Oxygène dissous	OD	SM 4000-O H	X		X	X	X	O	X
	Potentiel d'oxydoréduction	Rédox	SM 2580	X		X	X	X	O	X
	Électroconductivité	EC	SM 2510	X		X	X	X	O	X
Alcalinité	Alc	SM 2320	X		X	X	X	O	X	
Chimique	Composés phénoliques (colorimétrie)	Phénol	MA404, 4-AAP colorimétrie		X	X				X
	Azote total Kjeldahl	NTK	MA300-NTPPT, H ₂ SO ₄ digestion et colorimétrie		X	X	X	X	O	X
	Nitrites et Nitrates	NO ₂ et NO ₃	MA300-Ions; IC		X	X	X	X	O	X
	Azote ammoniacal	NH ₄	MA300-Ions; IC		X	X	X	X	O	X
	Phosphore total	PT	MA200		X	X	X	X	O	X
	Orthophosphates	o-PO ₄	MA300-Ions; IC		X	X	X	X	O	X
	Demande chimique en oxygène totale	DCO _T	SM 5220	X		X	X	X	O	X
	DCO filtrée à 1,2 µm	DCO _{1,2}	SM 5220	X		X	X	X	O	X
	DCO floculée filtrée	DCO _{ff}	SM 5220; Mamais & Jenkins, 1992	X		X	X	X	O	X
	Autres anions et cations	F, Cl, SO ₄ , Br, Na, Ca, Mg, K, Li	MA300-Ions; IC		X	X	X	X	O	X
	Métaux totaux solubles à l'acide	Zn, Fe, Cu, Mn, Ni	EPA 200.7; AAS		X	X	X	X	O	X
	Métaux dissous solubles à l'acide	Zn, Fe, Cu, Mn, Ni	EPA 200.7; AAS		X	X	X	X	O	X
	Bore total soluble à l'acide	B	EPA 200.7; ICP-MS		X	X	X			X
Soufre total soluble à l'acide	S	LECO CS744		X		X				
Biologique	Demande biochimique en oxygène carbonée en 5 jours	DBO ₅ C	SM 5210B	X			X	X	O	X
	Coliformes fécaux totaux	-	MA700		X	X				X

Note : X = analyse faite régulièrement. O = analyse faite pour la première partie de l'expérience, mais arrêter après quelques mois.

SM = Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (APHA et al., 2017)

MA = Méthode analytique publiée par le CEAEQ

EPA = Méthode analytique publiée par l'EPA

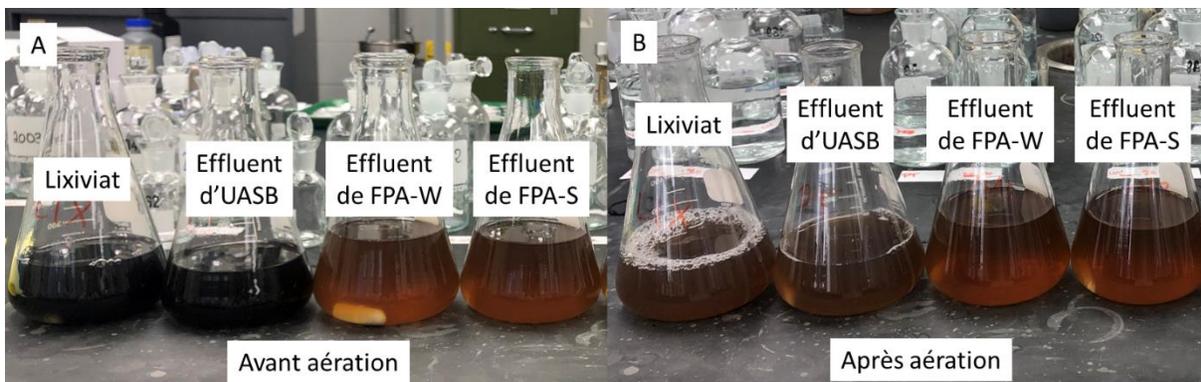


Figure E1 Changement de couleur des échantillons avant et après aération pour l'analyse de la DBO_5 (Shively, 2021)

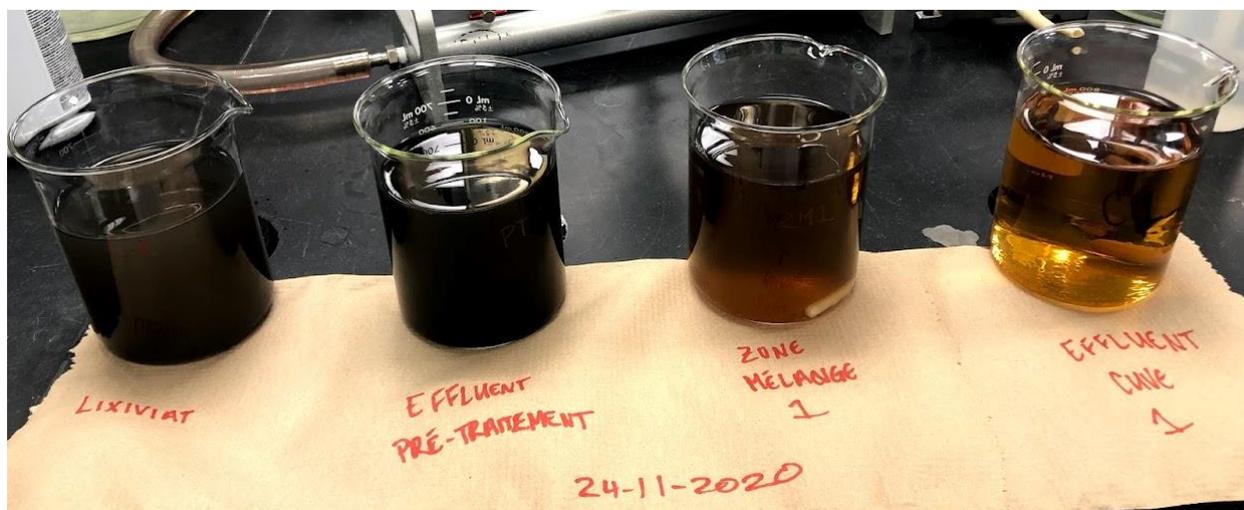


Figure E2 Photo de changement de couleur des échantillons à travers le système pilote (Shively, 2020). Zone Mélange 1 représente l'effluent du FPA-W, qui est alimenté avec un mélange d'effluent du prétraitement UASB et effluent du FP.

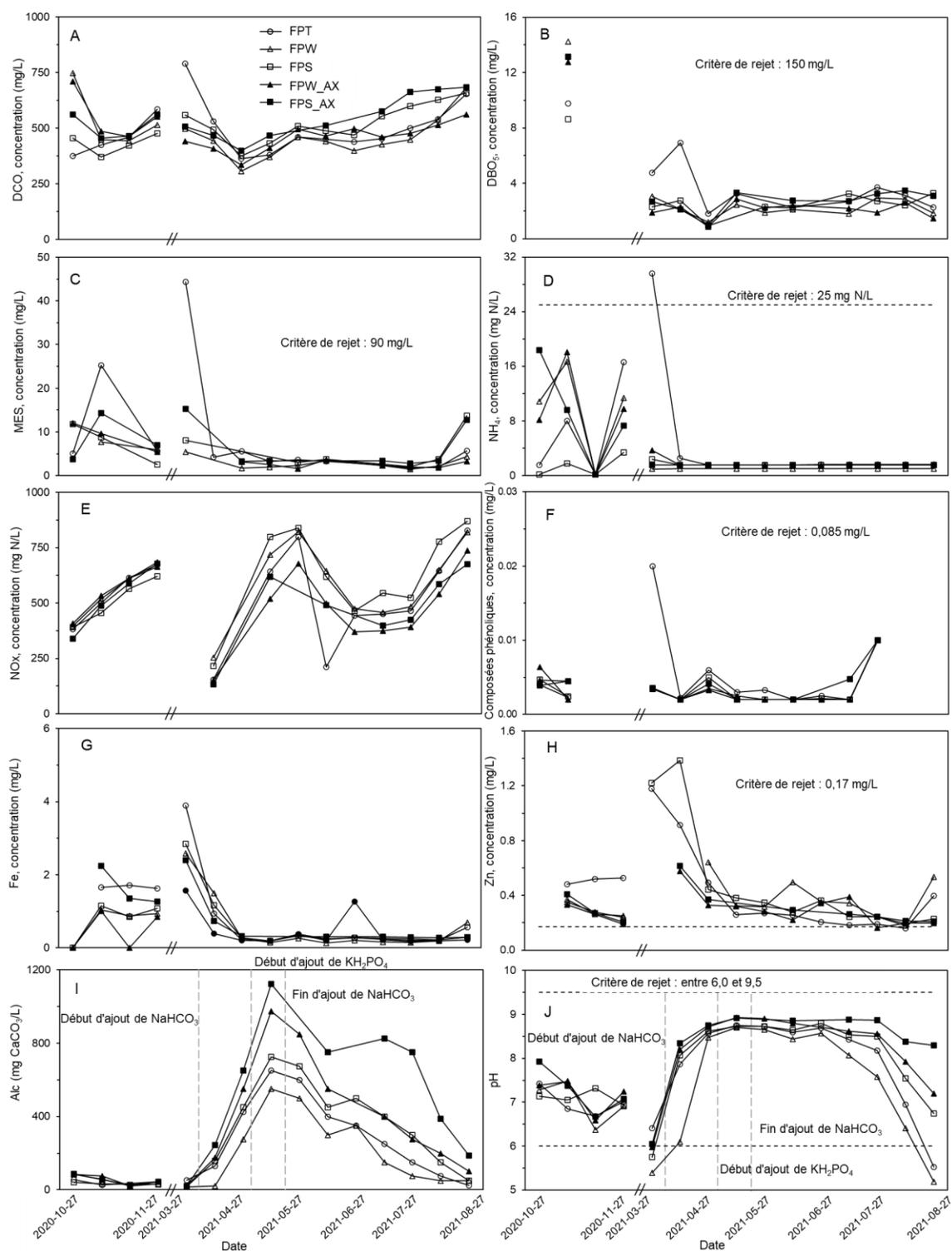


Figure E3 Qualité d'effluent des FP : A) DCO, B) DBO_5 , C) MES, D) NH_4 , E) NO_x , F) composées phénoliques, G) fer total, H) zinc total, I) alcalinité, J) pH. Lignes pointillées horizontales représentent les valeurs limites selon les critères de rejet au Québec. Les lignes pointillées verticales représentent les débuts et fins d'ajout de NaHCO_3 et KH_2PO_4 .

Tableau E3 Moyennes des concentrations des contaminants à l'effluent des FP pendant l'expérience comparées avec les critères de rejet pour les valeurs moyennes mensuelles

Paramètre	DBO ₅	MES	NH ₄	Composés phénoliques	Zn	Coliformes fécaux ¹	pH
Unités	mg/L	mg/L	mg N/L	mg/L	mg/L	UFC/100 mL	-
FPT	4,0 ± 2,5 (9)	5,7 ± 6,1 (12)	< 3,1 ± 4,1 (14)	0,0037 ± 0,0024 (10)	0,37 ± 0,21 (13)	approx, 50	7,8 ± 1,0 (14)
FPW	3,4 ± 3,6 (10)	3,6 ± 2,0 (11)	< 5,6 ± 6,0 (15)	0,0035 ± 0,0024 (11)	0,36 ± 0,13 (12)	< 250	7,3 ± 1,2 (15)
FPW_AX	2,1 ± 0,6 (10)	4,3 ± 3,3 (11)	< 3,7 ± 4,6 (15)	0,0034 ± 0,0023 (11)	0,30 ± 0,11 (12)	< 10	7,9 ± 0,9 (14)
FPS	3,1 ± 2,0 (10)	6,4 ± 4,1 (9)	< 1,6 ± 0,7 (15)	0,0034 ± 0,0023 (11)	0,44 ± 0,36 (14)	< 10	7,8 ± 0,9 (15)
FPS_AX	3,7 ± 3,2 (10)	6,9 ± 4,9 (10)	< 3,8 ± 4,9 (13)	0,0041 ± 0,0023 (9)	0,31 ± 0,12 (10)	< 10	8,0 ± 0,9 (13)
Limite, moyenne mensuelle (MELCC)	65	35	10	0,030	0,07	1000	6,0 – 9,5

¹Coliformes fécaux ont été mesurés qu'une seule fois pendant l'expérience. Le MELCC met les réglementes seulement les moyennes mensuelles pour ce paramètre.

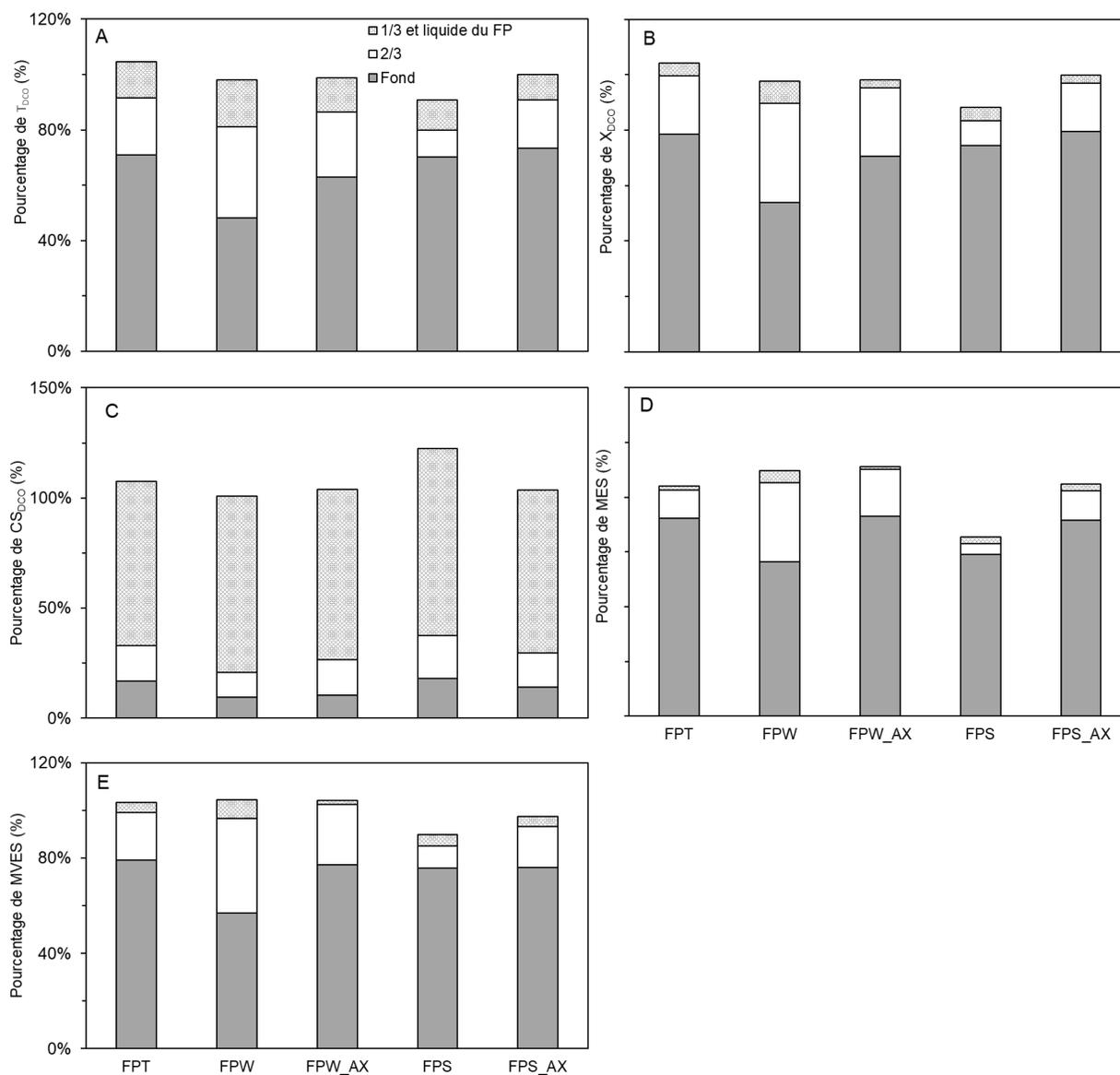


Figure E4 Mesures de pourcentage de contaminants qui se trouve à chaque hauteur dans les FP : A) T_{DCO} , B) X_{DCO} , C) CS_{DCO} , D) MES, E) MVES. Le gris en pointillés représente le premier tiers du FP, le blanc représente le deuxième tiers du FP, le gris foncé représente le dernier tiers du FP au fond. Pourcentage calculé par masse.

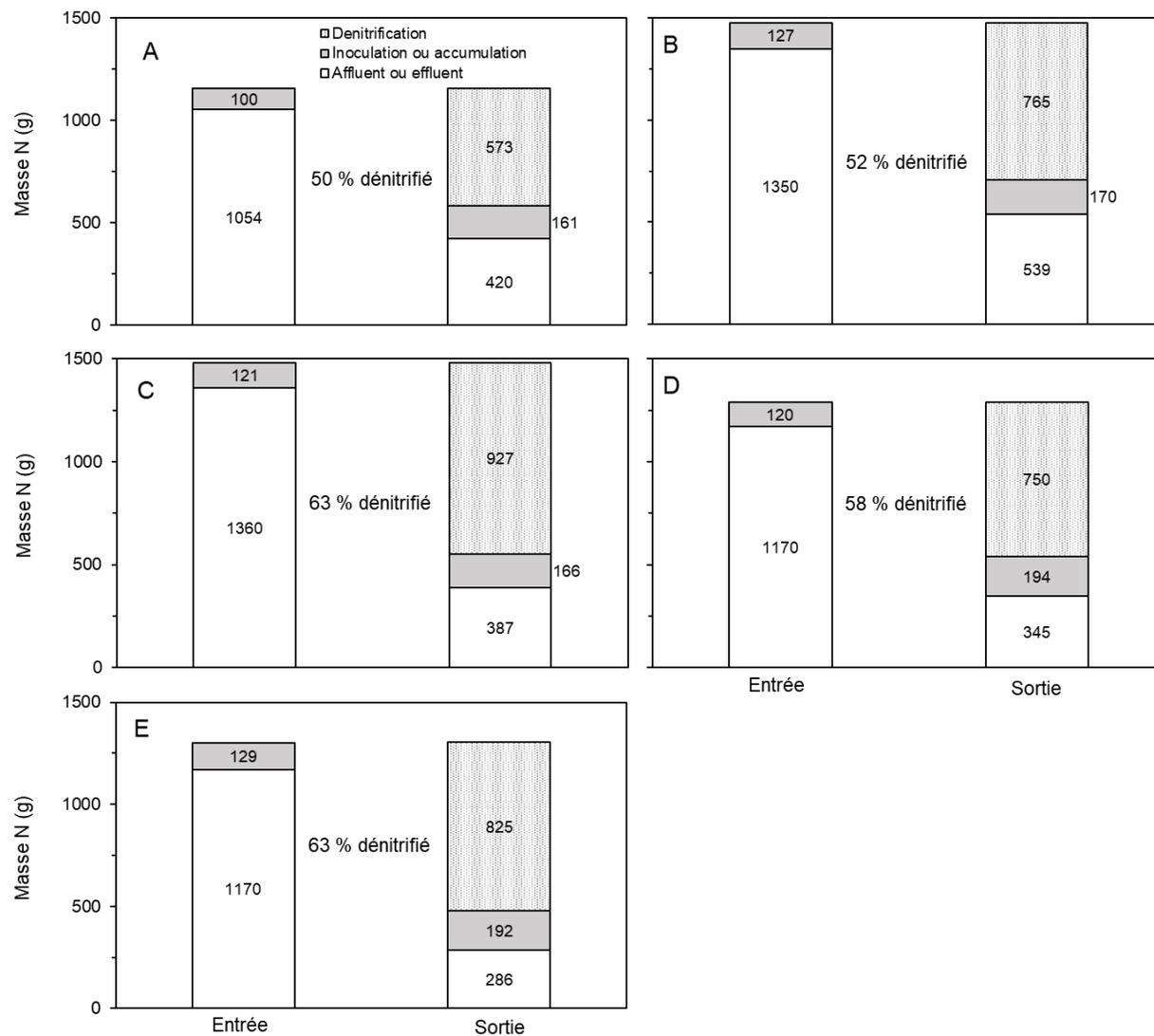


Figure E5 Dénitrification dans les FP pendant toute la période d'expérience : A) FPT, B) FPW, C) FPW_AX, D) FPS et E) FPS_AX

Tableau E4 Tableau de calcul détaillé pour le calcul d'azote perdu par volatilisation d'azote ammoniacal

Valeur d'expérience					
Constant					
Valeur posé					
Constants					
Paramètre	Symbole		Valeur	Unités	Référence, calcul
Filtre planté	FP	=	FPT		Je vais faire le calcul seulement pour FPT en présumant que c'est le même environ pour tous
Température moyen dans la serre	T _{serre}	=	25	C	Estimation de Figure B1
Température d'eau dans la FPT	T	=	25	C	Présumé d'être le même que d'dans l'air à cause de TRH de 30 jours
Pression total	P _T	=	1	atm	Hypothèse, M&EA 2014
Constant de loi d'Henry pour NH3 à 20 oC	H ₂₀	=	0.75	atm	M&EA 2014
Coefficient de température pour loi d'Henry	A	=	1887.12		M&EA 2014
Coefficient de température pour loi d'Henry	B	=	6.315		M&EA 2014
Concentration NH4 à l'affluent	NH _{4,aff}	=	714	mg N/L	Moyen des conc mesurés à EffPT
pH à l'affluent	pH _{aff}	=	8.13		Moyen des mesures de EffPT
Constant d'équilibre NH3/NH4+ à 25oC	K _{0,25}	=	5.62E-10		M&EA 2014
Débit d'aération	Q _{aér}	=	2.5	m ³ air/h	Moyen du débit qui passe à travers FPT
Constant universel de loi des gaz	R	=	0.000082057	atm*m ³ /mol*K	M&EA 2014
Masse molaire NH3	X _{NH3}	=	17.03084	g/mol NH3	
Masse molaire N	X _N	=	14.0069	g/mol N	
Nombre de jours d'opération	d _{op}	=	294	d	42 semaines d'opération x 7 jours/semaine
Calcul					
Paramètre	Symbole		Valeur	Unités	Référence, calcul
Constant de loi d'Henry pour NH3 à 25 oC	H ₂₅	=	0.967	atm	log ₁₀ H = (-A/T) + B; M&EA 2014
Conc H+ à l'affluent	[H ₊] _{aff}	=	7.41E-09		pH = - log [H+] -> [H+] = 10 ⁻ (pH)
% NH3 à l'affluent	NH _{3,aff}	=	7.05	%	NH3, % = 100/((1+([H+]/Ka)); M&EA 2014
Concentration NH3 à l'affluent	NH _{3,aff}	=	50.3	mg N/L	
Fraction molaire d'azote ammoniacal dans le liquide à l'affluent	C ₀	=	5.32E-05	mol NH3/mol H2O	x _B = n _B /(n _A +n _B); M&EA 2014
Fraction molaire d'azote ammoniacal dans l'air partant du FP	y _e	=	5.15E-05	mol NH3/mol air	y _e =H/Pt x C ₀ ; M&EA 2014
Fraction molaire d'azote ammoniacal dans l'air partant du FP	y _e	=	51.5	umol NH3/mol air	y _e =H/Pt x C ₀ ; M&EA 2014
Débit molaire d'aération	Q _{aér}	=	102.2	mol air/d	PV=nRT -> n = PV/RT
Débit molaire de NH3 sortant	Q _{NH3}	=	5.26E-03	mol NH3/d	
Débit massique de NH3 sortant	Q _{NH3}	=	0.0737	g NH3-N/d	
Masse de NH3 sortant	X _{NH3}	=	22	g NH3-N	
Concentration NH3 dans l'air	C _{NH3,aér}	=	0.0358	ppm	Moins que 1.5 qui est typique pour produire un odeur M&EA 2014

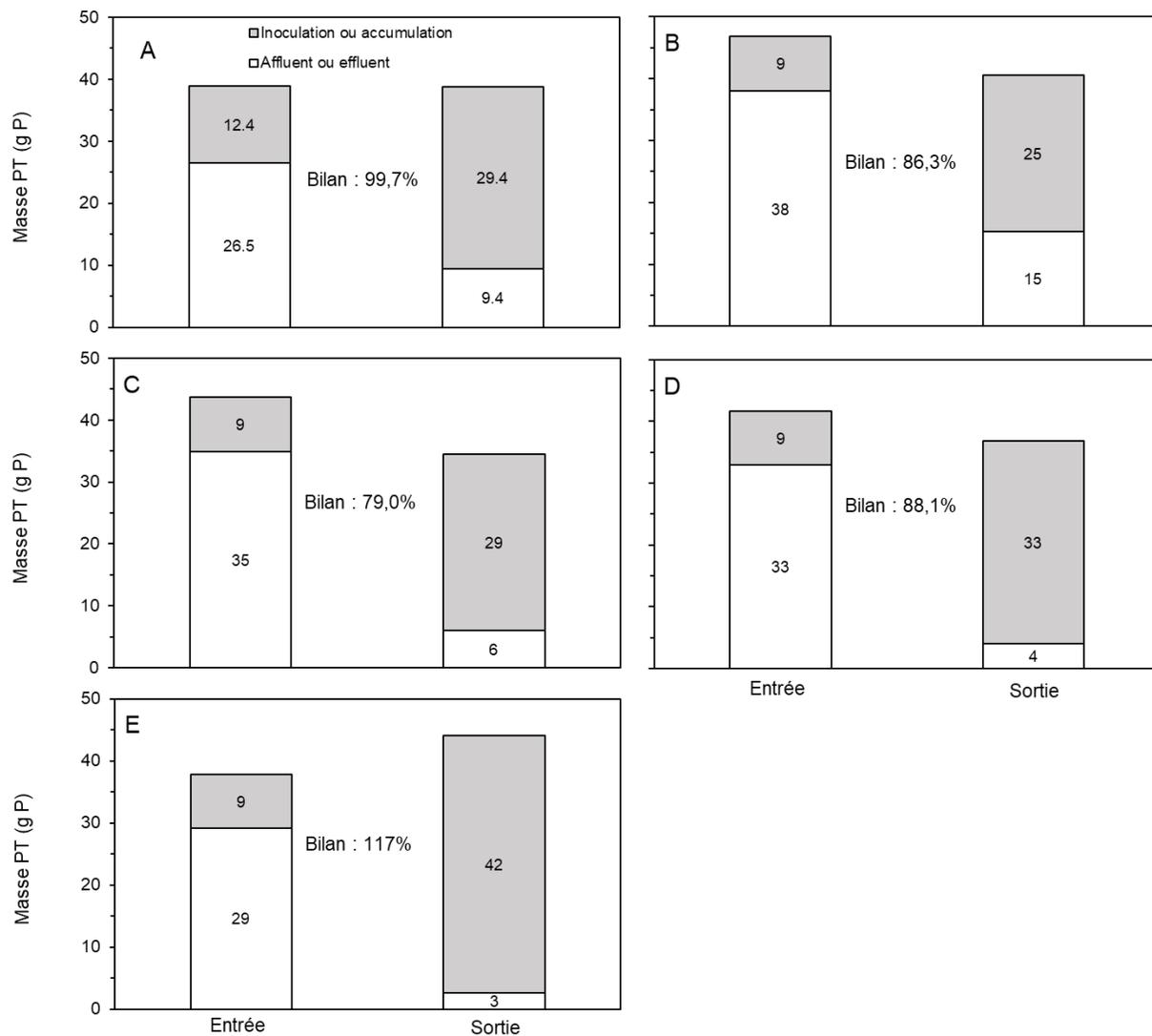


Figure E6 Bilan du P_t pour les FP pendant toute l'expérience : A) FPT, B) FPW, C) FPW_AX, D) FPS et E) FPS_AX



Figure E7 Photo du développement des algues et de la présence de la mousse à la surface de A) FPT, B) FPW_AX, C) FPS_AX

Tableau E5 Résultats des analyses liquides pour l'automne 2020 (tableau 1 de 3)

Échantillon	Date	Phys. Part.		Chimiq.		Biol.	Phys. Part.				
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg O ₂ /L	mS/cm		mg CaCO ₃ /L	
		MES	MVES	DCO _T	DCO _{1/2}	DBO ₅	OD	pH	EC	Rédox	Alc
Afflix	2020-10-22	33	17	2559			0.46	8.10	12.92	-170	5110
EffOX1	2020-10-22	125	56	944							
EffOX2	2020-10-22	134	78	1045							
EffOX3	2020-10-22	115	68	707							
EffOX4	2020-10-22	277	144	1150							
EffOX5	2020-10-22	81	47	763							
Boues aérobie WM	2020-10-22	7927	5513	7993							
Boues anaérobie				28507							
Agropur	2020-10-22										
EffPT	2020-10-27	250	113	1608							
EffOX1	2020-10-27	12	6.4	711			8.43	7.39			84
EffOX2	2020-10-27	3.8	1.4	563			8.07	7.92			88
EffOX3	2020-10-27	5.0	2.1	376			8.61	7.42			56
EffOX4	2020-10-27	0.0	0.0	748			8.58	7.28			85
EffOX5	2020-10-27	12	5.6	456			8.38	7.14			40
Afflix	2020-11-03	46	22	1917	1939	439		7.96	12.17	-293	4205
EffPT	2020-11-03	38	23	1932	1988						5058
AffOX1	2020-11-03	48	28	997	1036			8.26	10.47	-33	2908
AffOX2	2020-11-03	45	27	1041	1047			8.27	10.51	-9	3050
AffOX3	2020-11-03	32	20	1083	1023			8.24	10.22	-83	2760
AffOX4	2020-11-03	25	14	1097	1091			8.27	10.32	-87	2908
AffOX5	2020-11-03	24	17	957	923			8.26	9.69	-153	2437
EffOX1	2020-11-03	9.6	4.8	487	471	13		7.47	7.65	153	77
EffOX2	2020-11-03	14	8.8	456	431	13		7.37	7.39	156	54
EffOX3	2020-11-03	25	16	425	403	10		6.85	7.16	146	28
EffOX4	2020-11-03	7.8	4.1	449	453	14		7.48	7.33	158	59
EffOX5	2020-11-03	8.8	5.7	371	347	9		7.05	6.83	148	33
EffPT	2020-11-10			1402	1402			8.10	12.13	-337	
AffOX1	2020-11-10			886	823			8.25	10.33	-12	
AffOX2	2020-11-10			928	828			8.22	10.33	-1	
AffOX3	2020-11-10			925	883			8.22	10.28	-37	
AffOX4	2020-11-10			935	934			8.20	10.37	-42	
AffOX5	2020-11-10			817	810			8.20	9.80	-51	
EffOX1	2020-11-10			463	434			6.59	8.31	154	23
EffOX2	2020-11-10			465	460			6.68	8.32	147	26
EffOX3	2020-11-10			460	451			6.69	8.16	152	
EffOX4	2020-11-10			443	450			6.37	8.12	157	20
EffOX5	2020-11-10			423	420			7.31	7.77	144	
EffOX1	2020-11-17						9.79				
EffOX2	2020-11-17						9.44				
EffOX3	2020-11-17						9.53				
EffOX4	2020-11-17						9.44				
EffOX5	2020-11-17						9.50				
Afflix	2020-11-24	170	35	657	589			8.08	7.02	-39	1633
EffPT	2020-11-24	96	43	928	864			8.26	8.59	-315	2475
AffOX1	2020-11-24	27	17	824	825			8.35	9.17	-26	2150
AffOX2	2020-11-24			836	803			8.38	9.16	30	1919
AffOX3	2020-11-24	48	30	840	784			8.30	8.95	-18	1734
AffOX4	2020-11-24	79	49	861	737			8.29	8.83	-36	1575
AffOX5	2020-11-24	67	44	818	728			8.27	8.72	-59	1457
EffOX1	2020-11-24	5.5	3.6	553	535			7.25	9.40	72	45
EffOX2	2020-11-24	7.0	3.8	563	537			7.08	9.52	78	44
EffOX3	2020-11-24	5.6	2.6	587	584			7.02	9.37	78	44
EffOX4	2020-11-24	5.9	2.5	515	510			6.91	9.38	83	31
EffOX5	2020-11-24	2.6	0.9	478	475			6.93	9.07	92	30

Tableau E6 Résultats des analyses liquides pour l'automne 2020 (tableau 2 de 3)

Échantillon	Date	Anions							Cations					
		mg F- /L	mg Cl- /L	mg-N /L	mg Br- /L	mg-N /L	mg S /L	mg-P /L	mg Li ⁺ /L	mg Na ⁺ /L	mg N/L	mg K ⁺ /L	mg Mg ²⁺ /L	mg Ca ²⁺ /L
		F	Cl	NO2	Br	NO3	SO4	O-PO4	Li	Na	NH4+	K	Mg	Ca
Afflix	2020-10-22	< 0.1	1779	< 0.2	4.27	< 0.2	117	< 0.2	< 0.2	706	723	277	70	76
EffOX1	2020-10-22													
EffOX2	2020-10-22													
EffOX3	2020-10-22													
EffOX4	2020-10-22													
EffOX5	2020-10-22													
Boues aérobie WM	2020-10-22	< 0.1	1619	< 0.2	4591	< 0.2	39	< 0.2	< 0.2	192	< 0.2	71	11	24
Boues anaérobie		< 0.1	1317	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	38	< 0.2	160	149	43	< 0.2	7.56
Agropur	2020-10-22													
EffPT	2020-10-27	< 0.1	1501	< 0.2	3.05	< 0.2	44	3.10	< 0.2	1236	827	476	70	81
EffOX1	2020-10-27	< 0.1	904	183	< 0.2	225	58	< 0.2	< 0.2	766	8.13	240	41	212
EffOX2	2020-10-27	< 0.1	827	80	< 0.2	260	54	< 0.2	< 0.2	670	18	205	33	165
EffOX3	2020-10-27	< 0.1	824	< 0.2	< 0.2	382	47	< 0.2	< 0.2	673	< 0.2	203	40	182
EffOX4	2020-10-27	< 0.1	902	216	< 0.2	179	56	< 0.2	< 0.2	716	11	225	39	200
EffOX5	2020-10-27	< 0.1	854	10	< 0.2	381	53	< 0.2	< 0.2	658	< 0.2	198	39	199
Afflix	2020-11-03	75	1355	< 0.2	< 0.2	39	1.40	< 0.2	< 0.2	1037	884	344	97	225
EffPT	2020-11-03	68	1573	< 0.2	< 0.2	65	2.56	< 0.2	< 0.2	1221	837	480	137	143
AffOX1	2020-11-03	< 0.1	1263	64	29	89	75	< 0.2	< 0.2	975	441	363	108	188
AffOX2	2020-11-03	< 0.1	1338	58	23	65	78	< 0.2	< 0.2	1056	478	393	113	178
AffOX3	2020-11-03	< 0.1	1209	28	41	141	59	< 0.2	< 0.2	982	438	363	109	201
AffOX4	2020-11-03	< 0.1	1208	27	39	137	61	< 0.2	< 0.2	916	381	343	116	168
AffOX5	2020-11-03	< 0.1	1233	27	44	160	62	< 0.2	< 0.2	928	359	361	128	160
EffOX1	2020-11-03	< 0.1	1067	16	< 0.2	517	67	< 0.2	< 0.2	798	18	296	109	228
EffOX2	2020-11-03	< 0.1	1077	12	< 0.2	477	67	< 0.2	< 0.2	833	10	301	103	206
EffOX3	2020-11-03	< 0.1	970	< 0.2	< 0.2	500	54	< 0.2	< 0.2	745	7.96	274	99	226
EffOX4	2020-11-03	< 0.1	1035	15	< 0.2	505	63	< 0.2	< 0.2	782	17	288	104	227
EffOX5	2020-11-03	< 0.1	985	< 0.2	< 0.2	454	60	< 0.2	< 0.2	720	1.74	252	89	206
EffPT	2020-11-10													
AffOX1	2020-11-10	< 0.1	1363	< 0.2	< 0.2	213	59	< 0.2	< 0.2	970	445	332	139	234
AffOX2	2020-11-10	< 0.1	1390	< 0.2	< 0.2	202	59	< 0.2	< 0.2	926	356	343	144	173
AffOX3	2020-11-10	< 0.1	1366	< 0.2	< 0.2	263	45	< 0.2	< 0.2	958	376	367	151	198
AffOX4	2020-11-10	< 0.1	1316	< 0.2	< 0.2	220	45	< 0.2	< 0.2	954	397	367	152	212
AffOX5	2020-11-10	< 0.1	1283	< 0.2	< 0.2	271	45	< 0.2	< 0.2	938	300	350	141	193
EffOX1	2020-11-10	< 0.1	1229	< 0.2	< 0.2	613	68	< 0.2	< 0.2	892	< 0.2	329	142	281
EffOX2	2020-11-10	< 0.1	1275	< 0.2	< 0.2	588	69	< 0.2	< 0.2	936	< 0.2	336	129	277
EffOX3	2020-11-10	< 0.1	1141	< 0.2	< 0.2	613	57	< 0.2	< 0.2	837	< 0.2	310	121	317
EffOX4	2020-11-10	< 0.1	1187	< 0.2	< 0.2	609	64	< 0.2	< 0.2	834	< 0.2	307	124	273
EffOX5	2020-11-10	< 0.1	1161	< 0.2	< 0.2	565	63	< 0.2	< 0.2	830	< 0.2	292	110	289
EffOX1	2020-11-17													
EffOX2	2020-11-17													
EffOX3	2020-11-17													
EffOX4	2020-11-17													
EffOX5	2020-11-17													
Afflix	2020-11-24	15	15	< 0.2	< 0.2	0.44	25	< 0.2	< 0.2	724	251	73	43	157
EffPT	2020-11-24	12	12	< 0.2	< 0.2	< 0.2	17	< 0.2	< 0.2	858	474	213	99	119
AffOX1	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	11	< 0.2	122	45	< 0.2	< 0.2	981	285	309	115	155
AffOX2	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	20	< 0.2	163	49	< 0.2	< 0.2	1024	270	320	116	167
AffOX3	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	17	< 0.2	208	37	< 0.2	< 0.2	966	251	293	111	188
AffOX4	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	18	< 0.2	240	40	< 0.2	< 0.2	983	230	298	120	206
AffOX5	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	16	< 0.2	251	45	< 0.2	< 0.2	965	214	281	110	199
EffOX1	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	11	< 0.2	653	61	< 0.2	< 0.2	1097	10	378	130	294
EffOX2	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	18	< 0.2	660	63	< 0.2	< 0.2	1173	7.29	393	117	284
EffOX3	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	7.81	< 0.2	666	53	< 0.2	< 0.2	1035	17	358	111	311
EffOX4	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	17	< 0.2	668	58	< 0.2	< 0.2	1075	11	373	126	327
EffOX5	2020-11-24	< 0.1	< 0.1	< 0.2	< 0.2	622	60	< 0.2	< 0.2	1055	3.36	346	113	306

Tableau E7 Résultats des analyses liquides pour l'automne 2020 (tableau 3 de 3)

Échantillon	Date	Analyses Externes			Métaux Totales						Métaux Dissous					
		mg P/L	mg -N/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
	TP	NTK	Phénols	Fe	Zn	Ni	Cu	Mn	Fe	Zn	Ni	Cu	Mn			
Afflix	2020-10-22	4.60	1167	0.2400	15.50	0.58	LD	LD	1.02	5.38	0.24	LD	LD	0.82		
EffOX1	2020-10-22	2.10	630	0.0100	2.96	0.16	0.19	0.07	0.03	1.69	0.12	0.16	0.11	0.03		
EffOX2	2020-10-22	2.30	620	0.0098	3.10	0.16	0.22	0.05	0.04	1.78	0.12	0.16	0.07	0.04		
EffOX3	2020-10-22	1.70	340	0.0062												
EffOX4	2020-10-22	2.70	710	0.0180												
EffOX5	2020-10-22	4.10	440	0.0083	2.23	0.15	0.17	0.08	0.05	1.35	0.12	0.12	0.10	0.02		
Boues aérobie WM	2020-10-22															
Boues anaérobie Agropur	2020-10-22															
EffPT	2020-10-27															
EffOX1	2020-10-27	0.91	<8	0.0046												
EffOX2	2020-10-27	0.88	<4	0.0039												
EffOX3	2020-10-27	0.66	<8	0.0040												
EffOX4	2020-10-27	1.00	<8	0.0064												
EffOX5	2020-10-27	0.60	<8	0.0047												
Afflix	2020-11-03	5.80	1100	0.2500	11.15	0.43			0.80	1.15	0.11			0.55		
EffPT	2020-11-03	7.90	1200	0.2200	10.15	0.38			0.49	0.55	0.12			0.37		
AffOX1	2020-11-03	2.90	500	0.0045	4.60	0.31	LD	LD	0.44	3.15	0.17	LD	LD	0.31		
AffOX2	2020-11-03	3.50	650	0.0059	5.50	0.26	LD	LD	0.32	4.00	0.17	LD	LD	0.24		
AffOX3	2020-11-03	4.40	590	0.0097	4.50	0.37	LD	LD	0.55	2.15	0.16	LD	LD	0.44		
AffOX4	2020-11-03	3.90	500	0.0120	4.65	0.33	LD	LD	0.40	2.45	0.14	LD	LD	0.35		
AffOX5	2020-11-03	4.00	550	0.0110	4.05	0.30	LD	LD	0.23	1.70	0.16	LD	LD	0.22		
EffOX1	2020-11-03	1.10	44	0.0045	1.01	0.33	0.23	0.15	0.68	0.64	0.31	0.23	0.14	0.61		
EffOX2	2020-11-03	0.71	32	0.0045	2.25	0.41	LD	LD	0.51	0.80	0.35	LD	LD	0.46		
EffOX3	2020-11-03	0.88	25	0.0023	1.66	0.48	0.22	0.17	0.97	0.79	0.40	0.21	0.17	0.93		
EffOX4	2020-11-03	0.82	28	<0.002	1.04	0.35	0.21	0.13	0.72	0.65	0.35	0.19	0.12	0.63		
EffOX5	2020-11-03	0.41	24	0.0024	1.15	0.37	LD	LD	0.30	0.40	0.37	LD	LD	0.11		
EffPT	2020-11-10				8.15	0.28	LD	LD	0.41							
AffOX1	2020-11-10	4.07	525													
AffOX2	2020-11-10	3.20	610													
AffOX3	2020-11-10	3.80	505													
AffOX4	2020-11-10	4.55	630													
AffOX5	2020-11-10	3.55	415													
EffOX1	2020-11-10	1.25	20													
EffOX2	2020-11-10	0.92	25		1.35	0.27	0.23	0.10	0.29	0.73	0.25	0.24	0.11	0.29		
EffOX3	2020-11-10	1.20	26		1.71	0.52	0.21	0.16	1.65	1.16	0.47	0.25	0.13	1.61		
EffOX4	2020-11-10	1.35	33		0.87	0.28	0.20	0.12	0.52	0.60	0.26	0.20	0.15	0.54		
EffOX5	2020-11-10	0.42	34		0.86	0.26	0.22	0.15	0.51	0.79	0.25	0.23	0.18	0.52		
EffOX1	2020-11-17															
EffOX2	2020-11-17															
EffOX3	2020-11-17															
EffOX4	2020-11-17															
EffOX5	2020-11-17															
Afflix	2020-11-24	2.85	260		7.25	0.29	0.19	LD	0.91	1.67	0.03	0.18	LD	0.58		
EffPT	2020-11-24	4.87	520		5.73	0.28	0.19	LD	0.67	1.95	0.03	0.21	LD	0.45		
AffOX1	2020-11-24	2.70	490		2.54	0.12	0.21	LD	0.33	2.16	0.06	0.21	LD	0.32		
AffOX2	2020-11-24	2.50	395		2.77	0.13	0.23	LD	0.31	2.06	0.08	0.22	LD	0.30		
AffOX3	2020-11-24	3.20	280		3.22	0.32	0.23	LD	1.01	1.75	0.09	0.24	LD	0.93		
AffOX4	2020-11-24	4.00	310		3.12	0.30	0.22	LD	0.55	1.44	0.05	0.23	LD	0.47		
AffOX5	2020-11-24	3.50	230		3.03	0.25	0.21	LD	0.42	1.56	0.08	0.22	LD	0.35		
EffOX1	2020-11-24	1.50	69		0.86	0.19	0.28	LD	0.19	0.75	0.19	0.21	LD	0.18		
EffOX2	2020-11-24	0.72	27		1.27	0.20	0.28	LD	0.17	1.23	0.21	0.21	LD	0.17		
EffOX3	2020-11-24	1.20	77		1.63	0.53	0.29	LD	1.87	1.34	0.49	0.21	LD	1.86		
EffOX4	2020-11-24	1.50	57		0.94	0.24	0.26	LD	0.49	0.82	0.23	0.21	LD	0.49		
EffOX5	2020-11-24	0.48	45		1.08	0.25	0.28	LD	0.28	0.93	0.24	0.21	LD	0.27		
AffOX1	2020-11-30				1.08	0.11	0.23	0.06	0.32	0.99	0.09	0.19	0.06	0.32		
AffOX2	2020-11-30				1.25	0.11	0.22	0.06	0.34	1.16	0.09	0.20	0.05	0.34		
AffOX3	2020-11-30				1.43	0.25	0.22	0.09	1.16	1.12	0.14	0.19	0.05	1.15		
AffOX4	2020-11-30				1.13	0.17	0.24	0.06	0.56	0.96	0.10	0.20	0.05	0.52		
AffOX5	2020-11-30				1.68	0.24	0.24	0.10	0.28	0.94	0.13	0.21	0.08	0.23		
EffOX1	2020-11-30				0.70	0.20	0.25	0.06	0.10	0.66	0.19	0.22	0.08	0.06		
EffOX2	2020-11-30				1.22	0.18	0.23	0.10	0.07	1.16	0.17	0.24	0.09	0.06		
EffOX3	2020-11-30				1.79	0.63	0.22	0.13	2.25	1.59	0.60	0.24	0.14	2.25		
EffOX4	2020-11-30				0.80	0.27	0.23	0.07	0.49	0.71	0.26	0.22	0.09	0.50		
EffOX5	2020-11-30				0.91	0.20	0.23	0.11	0.05	0.87	0.19	0.21	0.10	0.06		

Tableau E9 Résultats des analyses physique, chimique et biologique pour l'été 2021 (partie 2/2)

Échantillon	Date	Phys. Part.				Chimiq.					mg/L	Biol.	Phys. Part.				
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L			mg/L	mg O ₂ /L	pH	mS/cm	mg CaCO ₃ /L
		MES	MVES	ST	SD	DCO _F	DCO _{L2} (C ₅₀₀₀)	X _{OCO}	C _{OCO}	DCO _F (S _{OCO})	DCO après DB	DBO ₅	OD		EC	Rédox	Alc
Afflix - ancien	2021-06-02					724											
Afflix - nouveau	2021-06-02					1458											
Afflix	2021-06-08	34	13	4868	4791	1298	1206	91	268	939	1206	126		7.96	9.11	-183	
AffPT	2021-06-08					1303											
EffPT	2021-06-08	146	64	4868	4633	1245	1150	95	248	903	1150	109		8.65	9.28	-252	
AffOX1	2021-06-08	30	19	5132	5080	875	843	33	133	710	918	48.7		8.09	9.05	-86	
AffOX2	2021-06-08	27	17	4644	4594	893	836	56	174	663	869	46.2		8.16	8.39	-81	
AffOX3	2021-06-08	25	14	5404	5304	955	925	30	209	716	939	71.7		8.09	8.91	-83	
AffOX4	2021-06-08	32	16	5436	5440	963	925	38	205	720	944	76.0		8.12	8.85	-89	
AffOX5	2021-06-08	21	11	5232	5185	908	869	39	211	658	889	74.7		8.10	8.70	-99	
EffOX1	2021-06-08	4	2	6780	6721	465	475	-10	120	355			7.70	8.80	8.34	-63	
EffOX2	2021-06-08				7300	7304	512	515	-3	115	401	2.75	7.82	8.86	8.96	-68	
EffOX3	2021-06-08	3	2	7142	7097	451	448	3	106	342	2.25	7.58	8.59	8.47	20	400	
EffOX4	2021-06-08	3	2	7499	8295	441	445	-5	138	308	2.10	7.74	8.44	8.70	22	300	
EffOX5	2021-06-08	4	2	7824	7723	488	496	-9	149	347	2.24	7.74	8.64	9.10	32	450	
Afflix - vieux	2021-06-16					1148											
Afflix - nouveau	2021-06-16					1278											
Afflix	2021-06-22			4636	4698	1235	1185	50	200	985				7.83	24.1	-56	
AffPT	2021-06-22																
EffPT	2021-06-22			4588	4460	1159	1055	104	168	887				7.83	23.8	-273	
AffOX1	2021-06-22					819	806	13	144	662				8.04	22.7	-22	
AffOX2	2021-06-22			5300	5424	807	794	13	152	643				8.12	23.9	20	
AffOX3	2021-06-22			5276	5162	843	873	-30	210	663				8.19	22.4	-25	
AffOX4	2021-06-22			5834	5160	880	850	30	192	658				8.00	23.6	-35	
AffOX5	2021-06-22			5524	5590	872	835	37	186	649				8.00	24.1	-33	
EffOX1	2021-06-22			6408		497							5.77				
EffOX2	2021-06-22			7504		552							5.49				
EffOX3	2021-06-22			6640	6828	439	431	8	107	324			5.83	8.70	23.2	60	
EffOX4	2021-06-22			6908	7048	400	412	-12	130	282			5.76	8.57	23.5	70	
EffOX5	2021-06-22			7314	7308	470	474	-5	139	336			5.88	8.80	25.4	65	
Afflix - vieux	2021-06-30					1102											
Afflix - nouveau (avant ajout)	2021-06-30					1528											
Afflix	2021-07-06	85.5	30.3	5458	5448	1521	1528	-6	321	1206	1421	129		7.74	30.0	-161	
EffPT	2021-07-06	163	67	5356	5262	1435	1328	108	240	1088	1364	128		7.82	30.3	-236	
AffOX1	2021-07-06	29.5	14.5	5530	5440	1021	991	31	159	832	986	53.0		7.98	28.1	-13	
AffOX2	2021-07-06	50.9	27.0	5468	5452	1006	993	13	119	874	970	57.7		8.02	28.1	-6	
AffOX3	2021-07-06	48.8	23.3	5948	5812	1028	1014	14	182	833	986	75.5		7.98	28.3	-37	
AffOX4	2021-07-06	48.0	21.1	5796	5710	1058	1008	50	146	862	972	85.1		7.92	28.5	-45	
AffOX5	2021-07-06	40.0	18.6	6350	5640	1051	1026	25	169	857	1003	86.7		7.94	29.6	-40	
EffOX1	2021-07-06	2.31	1.90	6528	6448	460	464	-4	123	341			2.18	7.94	8.62	37	
EffOX2	2021-07-06	3.39	2.64	7644	7590	575	574	1	132	443			2.70	8.17	8.88	27.5	
EffOX3	2021-07-06	2.50	1.55	7186	6976	453	453	0	117	336			2.69	7.99	8.43	25.1	
EffOX4	2021-07-06	2.36	2.02	7262	7104	427	416	11	128	288			1.82	8.11	8.07	24.8	
EffOX5	2021-07-06			8228	8104	555	544	11	157	387			3.24	8.27	8.54	29.5	
Afflix - vieux	2021-07-14					1244											
Afflix - nouveau	2021-07-14					1374											
Afflix	2021-07-20	71.2	23.8	5090	5092	1309	1278	31	274	1004	1362	130		7.80	26.4	-71	
EffPT	2021-07-20	228	79.5	5096	4956	1294	1207	88	263	944	1304	114		8.05	26.7	-213	
AffOX1	2021-07-20	29.9	14.9	5296	5352	924	992	-68	187	805	1046	41.1		8.06	25.9	-6	
AffOX2	2021-07-20	64.1	26.2	5648	5690	956	1001	-45	161	841	1049	39.1		8.11	27.3	3	
AffOX3	2021-07-20	60.4	23.3	6034	6104	1037	1086	-49	210	876	1082	72.0		8.08	27.5	-36	
AffOX4	2021-07-20			5604	5682	1026	1067	-42	237	830	1046	73.5		8.02	26.3	-64	
AffOX5	2021-07-20	55.0	20.9	5968	5960	1009	1061	-52	222	839	1053	64.2		8.02	27.1	-50	
EffOX1	2021-07-20	1.95	1.35	7228	7252	477	485	-8	136	349			1.88	8.56	8.56	25.0	
EffOX2	2021-07-20	2.75	1.75	8468	8464	663	669	-7	149	520			3.24	8.45	8.87	29.6	
EffOX3	2021-07-20	1.68	1.41	7864	7994	501	494	7	127	367			3.70	8.49	8.17	26.0	
EffOX4	2021-07-20	1.50	1.15	7832	8040	448	454	-6	152	302			2.94	8.52	7.58	26.0	
EffOX5	2021-07-20	2.11	1.29	9060	9208	600	630	-31	212	419			2.71	8.56	8.50	30.9	
Afflix - nouveau	2021-07-28					1946											
Afflix - vieux	2021-07-28					1238											
Afflix	2021-08-03	84.5	32.9	6468	6404	1953	1934	19	518	1416	1756	163		7.89	12.8	15	
EffPT	2021-08-03	340	144	6596	6310	1930	1878	53	463	1415	1824	167		8.07	12.5	-152	
AffOX1	2021-08-03	51.6	29.1	6296	6320	1263	1374	-111	490	884	1301	57.7		8.12	11.2	45	
AffOX2	2021-08-03	70.5	36.2	6526	6548	1328	1393	-65	428	965	1364	58.0		8.11	11.6	43	
AffOX3	2021-08-03	124	51.5	6776	6668	1360	1380	-20	371	1009	1388	103		8.06	11.4	-9	
AffOX4	2021-08-03	180	72.8	6744	6586	1463	1395	68	380	1015	1344	101		8.04	11.4	-1	
AffOX5	2021-08-03	94.0	42.0	7170	7196	1446	1409	38	359	1050	1343	94.4		8.05	11.9	-7	
EffOX1	2021-08-03	1.8	0.61	7768	7692	514	512	2	181	331			8.63	7.93	9.07	138	
EffOX2	2021-08-03	3.4	2.27	8546	8548	676	671	5	191	480			3.49	8.38	10.2	113	
EffOX3	2021-08-03	2.0	0.81	8464	8374	541	519	22	137	382			3.13	8.50	6.94	9.58	
EffOX4	2021-08-03	2.2	0.97	8302	8464	538	522	16	156	366			2.85	8.55	6.41	9.65	
EffOX5	2021-08-03	3.8	2.59	9460	9414	629	652	-23	243	409			2.43	7.54	11.0	129	
BiomassePT	2021-08-03	26466	14733			25405	2610	22795									
Afflix - nouveau	2021-08-11					2160											
Afflix - vieux	2021-08-11					1785											
Afflix	2021-08-17	173	68.5	6636	6524	1938	1850	88	358	1493	1738	137		7.93	12.73	-85	
EffPT	2021-08-17	148	58.8			1790	1763	28	278	1485	1715	147		8.16	12.94	-270	
AffOX1	2021-08-17	88.4	33														

Tableau E10 Résultats des analyses des anions et cations pour l'été 2021 (partie 1/2)

Échantillon	Date	Anions							Cations					
		mg F- /L	mg Cl- /L	mg-N/L	mg Br- /L	mg-N/L	mg S /L	mg-P /L	mg Li ⁺ /L	mg Na ⁺ /L	mg N/L	mg K ⁺ /L	mg Mg ²⁺ /L	mg Ca ²⁺ /L
		F	Cl	NO2	Br	NO3	SO4	O-PO4	Li	Na	NH4+	K	Mg	Ca
Afflix	2021-03-30	LD (< 1)	686	LD (< 0.61)	LD (< 2)	40	13	3	LD (< 10)	663	599	324	72	75
EFFPT	2021-03-30	LD (< 1)	697	LD (< 0.61)	LD (< 2)	32	13	3	LD (< 10)	645	564	311	71	77
AFFOX1	2021-03-30	LD (< 1)	762	1	LD (< 2)	175	23	3	LD (< 2)	726	347	386	120	146
AFFOX2	2021-03-30	LD (< 1)	836	1	LD (< 2)	228	27	1	LD (< 2)	784	334	411	109	170
AFFOX3	2021-03-30	LD (< 1)	813	50	LD (< 2)	215	28	3	LD (< 2)	783	324	433	111	168
AFFOX4	2021-03-30	LD (< 1)	812	LD (< 0.61)	LD (< 2)	262	26	3	LD (< 2)	750	317	405	106	171
AFFOX5	2021-03-30	LD (< 1)	859				31	1	LD (< 2)	801	301	446	113	186
EFFOX1	2021-03-30	LD (< 1)	955				47	3	LD (< 2)	883	4	522	142	278
EFFOX2	2021-03-30	LD (< 1)	1182				59	0	LD (< 2)	1095	2	604	176	355
EFFOX3	2021-03-30	LD (< 1)	930	95			47	1	LD (< 2)	848	30	534	136	290
EFFOX4	2021-03-30	LD (< 1)	954				48	4	LD (< 2)	892	14	525	149	330
EFFOX5	2021-03-30	LD (< 1)	1137				62	1	LD (< 2)	1012	2	612	163	364
Afflix	2021-04-13	49.44	271	LD (< 0.61)	LD (< 2)	10	13	2	LD (< 10)	337	343	141	68	339
EFFPT	2021-04-13	31.23	272	LD (< 0.61)	3	20	5	3	LD (< 10)	308	312	131	61	342
AFFOX1	2021-04-13	24.25	450	5	LD (< 2)	22	14	7	LD (< 2)	449	161	195	88	154
AFFOX2	2021-04-13	16.96	429	3	LD (< 2)	24	16	4	LD (< 2)	435	156	178	86	131
AFFOX3	2021-04-13	LD (< 1)	277	6	LD (< 2)	10	14	7	LD (< 2)	255	104	95	66	79
AFFOX4	2021-04-13	LD (< 1)	465	LD (< 0.61)	LD (< 2)	276	29	5	LD (< 2)	416	72	198	73	152
AFFOX5	2021-04-13	13	323	35	LD (< 2)	67	15	3.93	LD (< 2)	290	106	109	60	209
EFFOX1	2021-04-13	LD (< 1)	295	LD (< 0.61)	LD (< 2)	151	17	1	LD (< 2)	364	LD (< 1.55)	150	55	111
EFFOX2	2021-04-13	LD (< 1)	264	LD (< 0.61)	LD (< 2)	134	13	0	LD (< 2)	241	LD (< 1.55)	77	37	86
EFFOX3	2021-04-13	LD (< 1)	260	LD (< 0.61)	LD (< 2)	154	13	0	LD (< 2)	238	2	98	37	97
EFFOX4	2021-04-13	LD (< 1)	374	LD (< 0.61)	LD (< 2)	253	21	0	LD (< 2)	372	LD (< 1.55)	159	66	152
EFFOX5	2021-04-13	LD (< 1)	351	LD (< 0.61)	LD (< 2)	215	19	0	LD (< 2)	322	LD (< 1.55)	139	51	130
Afflix	2021-04-27								LD (< 10)	1460	119	1432	LD (< 10)	35
EFFPT	2021-04-27								LD (< 10)					
AFFOX1	2021-04-27								LD (< 2)	1300	58	972	24	31
AFFOX2	2021-04-27								LD (< 2)	1428	57	1095	25	51
AFFOX3	2021-04-27								LD (< 2)	1214	58	994	20	42
AFFOX4	2021-04-27								LD (< 2)	1257	51	998	32	62
AFFOX5	2021-04-27								LD (< 2)	652	0	346	71	97
EFFOX1	2021-04-27								LD (< 2)	809	LD (< 1.55)	420	96	123
EFFOX2	2021-04-27								LD (< 2)	629	LD (< 1.55)	365	77	150
EFFOX3	2021-04-27								LD (< 2)	645	LD (< 1.55)	367	75	146
EFFOX4	2021-04-27								LD (< 2)	781	LD (< 1.55)	439	96	175
EFFOX5	2021-04-27								LD (< 2)	<2	LD (< 1.55)	50	<2	<2
Afflix - nouveau	2021-05-05													
Afflix	2021-05-11	40.00	1594	LD (< 0.61)	LD (< 2)	LD (< 0.45)	35	20.70	LD (< 10)	1469	745	896	68	136
EFFPT	2021-05-11													
AFFOX1	2021-05-11	38.17	1560	LD (< 0.61)	LD (< 2)	LD (< 0.45)	15	20.47	LD (< 10)	1602	777	990	76	145
AFFOX2	2021-05-11	4.90	1466	10.76	LD (< 2)	73	40	12.51	LD (< 2)	1543	484	964	78	119
AFFOX3	2021-05-11	LD (< 1)	1487	15.54	LD (< 2)	72	54	7.24	LD (< 2)	1435	411	888	83	109
AFFOX4	2021-05-11	20.23	1415	6.22	LD (< 2)	215	36	12.49	LD (< 2)	1434	427	913	84	123
AFFOX5	2021-05-11	20.89	1453	4.34	LD (< 2)	244	37	14.35	LD (< 2)	1434	421	907	81	127
AFFOX1	2021-05-11	19.03	1545	5.72	LD (< 2)	279	46	11.70	LD (< 2)	1446	392	919	94	128
EFFOX1	2021-05-11	24.25	1255	LD (< 0.61)	LD (< 2)	519	78	3.11	LD (< 2)	1142	LD (< 1.55)	748	75	56
EFFOX2	2021-05-11	16.96	1546	LD (< 0.61)	LD (< 2)	620	93	1.58	LD (< 2)	1356	LD (< 1.55)	880	119	68
EFFOX3	2021-05-11	LD (< 1)	1112	LD (< 0.61)	LD (< 2)	643	71	0.00	LD (< 2)	1072	LD (< 1.55)	742	97	79
EFFOX4	2021-05-11	LD (< 1)	1212	LD (< 0.61)	LD (< 2)	718	75	0.00	LD (< 2)	1120	LD (< 1.55)	757	92	89
EFFOX5	2021-05-11	12.97	1499	LD (< 0.61)	LD (< 2)	799	96	0.00	LD (< 2)	1396	LD (< 1.55)	952	145	113
Afflix - ancien	2021-05-20													
Afflix - nouveau	2021-05-20													
Afflix	2021-05-25	LD (< 1)	832	LD (< 0.61)	LD (< 2)	43	8	24	LD (< 10)	533	460	388	81	111
EFFPT	2021-05-25													
EFFPT	2021-05-25	LD (< 1)	853	LD (< 0.61)	LD (< 2)	44	8	22	LD (< 10)	554	477	403	80	111
AFFOX1	2021-05-25	LD (< 1)	1014	LD (< 0.61)	LD (< 2)	166	27	15	LD (< 2)	839	273	577	98	110
AFFOX2	2021-05-25	LD (< 1)	1138	1	LD (< 2)	194	34	17	LD (< 2)	899	267	615	105	111
AFFOX3	2021-05-25	LD (< 1)	1055	1	LD (< 2)	262	25	19	LD (< 2)	740	242	518	88	106
AFFOX4	2021-05-25	LD (< 1)	1049	LD (< 0.61)	LD (< 2)	280	26	17	LD (< 2)	789	247	547	90	113
AFFOX5	2021-05-25	LD (< 1)	1155	LD (< 0.61)	LD (< 2)	331	35	16	LD (< 2)	920	246	638	105	119
EFFOX1	2021-05-25	LD (< 1)	1535	LD (< 0.61)	LD (< 2)	679	77	5	LD (< 2)	1355	LD (< 1.55)	866	78	60
EFFOX2	2021-05-25	LD (< 1)	1743	LD (< 0.61)	LD (< 2)	727	86	2	LD (< 2)	1490	LD (< 1.55)	943	107	66
EFFOX3	2021-05-25	LD (< 1)	1401	LD (< 0.61)	LD (< 2)	798	61	2	LD (< 2)	1232	LD (< 1.55)	810	90	75
EFFOX4	2021-05-25	LD (< 1)	1465	LD (< 0.61)	LD (< 2)	822	61	1	LD (< 2)	1297	LD (< 1.55)	834	89	90
EFFOX5	2021-05-25	LD (< 1)	1573	LD (< 0.61)	LD (< 2)	840	79	0	LD (< 2)	1428	LD (< 1.55)	928	118	92

Tableau E11 Résultats des analyses des anions et cations pour l'été 2021 (partie 2/2)

Échantillon	Date	Anions							Cations					
		mg F-/L	mg Cl-/L	mg N-/L	mg Br-/L	mg N-/L	mg S/L	mg P-/L	mg Li ⁺ /L	mg Na ⁺ /L	mg N/L	mg K ⁺ /L	mg Mg ²⁺ /L	mg Ca ²⁺ /L
		F	Cl	NO2	Br	NO3	SO4	O-PO4	Li	Na	NH4+	K	Mg	Ca
Afflix - ancien	2021-06-02													
Afflix - nouveau	2021-06-02													
Afflix	2021-06-08	31.4	796	LD (< 6.1)	LD (< 20)	83	16	0	LD (< 10)	891	634	610	44	64
AffPT	2021-06-08													
EffPT	2021-06-08	19	818	LD (< 6.1)	LD (< 20)	86	19	16	LD (< 10)	897	653	559	59	71
AffOX1	2021-06-08	LD (< 10)	897	LD (< 6.1)	LD (< 20)	141	34	6	LD (< 2)	982	302	504	84	91
AffOX2	2021-06-08	LD (< 10)	797	LD (< 6.1)	LD (< 20)	98	32	0	LD (< 2)	899	300	469	81	82
AffOX3	2021-06-08	LD (< 10)	911	13	LD (< 20)	199	33	16	LD (< 2)	1024	287	586	77	94
AffOX4	2021-06-08	LD (< 10)	875	13	LD (< 20)	197	30	1	LD (< 2)	1013	296	576	72	95
AffOX5	2021-06-08	LD (< 10)	853	17	LD (< 20)	179	40	9	LD (< 2)	995	277	540	74	91
EffOX1	2021-06-08	LD (< 10)	986	LD (< 6.1)	LD (< 20)	497	48	0	LD (< 2)	1366	LD (< 1.55)	697	66	73
EffOX2	2021-06-08	LD (< 10)	1081	LD (< 6.1)	LD (< 20)	490	55	0	LD (< 2)	1455	LD (< 1.55)	743	78	72
EffOX3	2021-06-08	LD (< 10)	329	LD (< 6.1)	LD (< 20)	211	25	0	LD (< 2)	1373	LD (< 1.55)	707	77	103
EffOX4	2021-06-08	LD (< 10)	1019	LD (< 6.1)	LD (< 20)	645	56	8	LD (< 2)	1417	LD (< 1.55)	711	76	116
EffOX5	2021-06-08	LD (< 10)	1090	LD (< 6.1)	LD (< 20)	619	68	0	LD (< 2)	1528	LD (< 1.55)	779	87	108
Afflix - vieux	2021-06-16													
Afflix - nouveau	2021-06-16													
Afflix	2021-06-22	32	750	LD (< 6.1)	LD (< 20)	43	LD (< 6.7)	29	LD (< 10)	849	566	508	58	113
AffPT	2021-06-22													
EffPT	2021-06-22	13	746	LD (< 6.1)	LD (< 20)	44	8	23	LD (< 10)	773	529	460	54	102
AffOX1	2021-06-22	LD (< 10)	817	LD (< 6.1)	LD (< 20)	88	17	25	LD (< 20)	924	528	621	42	74
AffOX2	2021-06-22	LD (< 10)	904	LD (< 6.1)	LD (< 20)	103	27	16	LD (< 20)	950	410	513	47	69
AffOX3	2021-06-22	LD (< 10)	805	13	LD (< 20)	138	19	17	LD (< 20)	800	406	400	37	77
AffOX4	2021-06-22	LD (< 10)	851	13	LD (< 20)	150	18	30	LD (< 20)	835	465	459	40	86
AffOX5	2021-06-22	LD (< 10)	857	LD (< 6.1)	LD (< 20)	166	22	18	LD (< 20)	967	463	588	48	90
EffOX1	2021-06-22	LD (< 10)	895	LD (< 6.1)	LD (< 20)	370	30	0	LD (< 20)	1134	LD (< 15.5)	656	36	60
EffOX2	2021-06-22	LD (< 10)	1107	LD (< 6.1)	LD (< 20)	403	41	0	LD (< 20)	1396	LD (< 15.5)	814	46	59
EffOX3	2021-06-22	LD (< 10)	878	LD (< 6.1)	LD (< 20)	443	28	0	LD (< 20)	1196	LD (< 15.5)	751	47	79
EffOX4	2021-06-22	LD (< 10)	895	LD (< 6.1)	LD (< 20)	475	29	0	LD (< 20)	1037	LD (< 15.5)	528	41	77
EffOX5	2021-06-22	LD (< 10)	1014	LD (< 6.1)	LD (< 20)	464	35	0	LD (< 20)	1305	LD (< 15.5)	762	55	79
Afflix - vieux	2021-06-30													
Afflix - nouveau (avant ajout)	2021-06-30	LD (< 10)	1036	LD (< 6.1)	LD (< 20)	49	10	6.2	LD (< 20)	1081	900	419	103	117
Afflix	2021-07-06	LD (< 10)	1027	LD (< 6.1)	LD (< 20)	48	12	35.1	LD (< 20)	975	801	527	46	105
EffPT	2021-07-06	LD (< 10)	1065	LD (< 6.1)	LD (< 20)	49	14	41.3	LD (< 20)	1055	850	568	49	113
AffOX1	2021-07-06	LD (< 10)	991	LD (< 6.1)	LD (< 20)	98	18	16.0	LD (< 20)	1001	677	560	37	80
AffOX2	2021-07-06	LD (< 10)	940	LD (< 6.1)	LD (< 20)	78	20	4.7	LD (< 20)	1077	728	638	41	85
AffOX3	2021-07-06	LD (< 10)	983	LD (< 6.1)	LD (< 20)	160	20	10.2	LD (< 20)	1115	674	696	43	101
AffOX4	2021-07-06	LD (< 10)	987	LD (< 6.1)	LD (< 20)	155	19	21.2	LD (< 20)	1135	735	748	45	110
AffOX5	2021-07-06	LD (< 10)	1069	LD (< 6.1)	LD (< 20)	189	23	18.7	LD (< 20)	1089	602	594	43	95
EffOX1	2021-07-06	LD (< 10)	908	LD (< 6.1)	LD (< 20)	375	25	0.0	LD (< 20)	1120	LD (< 15.5)	644	43	68
EffOX2	2021-07-06	LD (< 10)	1131	LD (< 6.1)	LD (< 20)	398	37	2.4	LD (< 20)	1422	LD (< 15.5)	836	50	64
EffOX3	2021-07-06	LD (< 10)	922	LD (< 6.1)	LD (< 20)	450	26	0.7	LD (< 20)	1284	LD (< 15.5)	852	56	93
EffOX4	2021-07-06	LD (< 10)	901	LD (< 6.1)	LD (< 20)	457	26	1.6	LD (< 20)	1142	LD (< 15.5)	676	52	99
EffOX5	2021-07-06	LD (< 10)	1219	LD (< 6.1)	LD (< 20)	545	37	13.4	LD (< 20)	1628	LD (< 15.5)	1055	73	102
Afflix - vieux	2021-07-14													
Afflix - nouveau	2021-07-14	28	704	LD (< 6.1)	LD (< 20)	66	LD (< 6.7)	0	LD (< 20)	910	720	410	95	102
Afflix	2021-07-20	23	680	LD (< 6.1)	LD (< 20)	62	LD (< 6.7)	15	LD (< 20)	911	701	533	54	104
EffPT	2021-07-20	13	694	LD (< 6.1)	LD (< 20)	61	LD (< 6.7)	16	LD (< 20)	921	687	540	55	109
AffOX1	2021-07-20	LD (< 10)	766	LD (< 6.1)	LD (< 20)	112	16	11	LD (< 20)	1028	614	667	51	108
AffOX2	2021-07-20	LD (< 10)	832	LD (< 6.1)	LD (< 20)	110	19	13	LD (< 20)	1108	618	692	55	93
AffOX3	2021-07-20	LD (< 10)	834	LD (< 6.1)	LD (< 20)	179	16	13	LD (< 20)	1113	574	713	60	107
AffOX4	2021-07-20	LD (< 10)	781	LD (< 6.1)	LD (< 20)	168	12	14	LD (< 20)	1038	597	679	54	110
AffOX5	2021-07-20	LD (< 10)	813	LD (< 6.1)	LD (< 20)	172	14	6	LD (< 20)	1077	566	667	55	109
EffOX1	2021-07-20	LD (< 10)	936	LD (< 6.1)	10.7	391	25	0	LD (< 2)	1271	< 1.6	793	68	92
EffOX2	2021-07-20	LD (< 10)	1170	LD (< 6.1)	11	425	34	0	LD (< 20)	1647	< 15.5	1017	65	82
EffOX3	2021-07-20	LD (< 10)	942	LD (< 6.1)	12.1	466	26	0	LD (< 2)	1281	< 1.6	788	71	120
EffOX4	2021-07-20	LD (< 10)	930	LD (< 6.1)	10.5	483	26	5	LD (< 20)	1232	< 15.5	747	67	123
EffOX5	2021-07-20	LD (< 10)	1155	LD (< 6.1)	13.3	525	33	0	LD (< 20)	1585	< 15.5	965	74	109
Afflix - nouveau	2021-07-28	18.8	1448	LD (< 6.1)	LD (< 20)	71	39	3	LD (< 20)	1440	1223	579	118	141
Afflix - vieux	2021-07-28													
Afflix	2021-08-03	15.1	1409	LD (< 6.1)	LD (< 20)	71	39	19	LD (< 20)	1425	1200	617	112	139
EffPT	2021-08-03	13.1	1417	LD (< 6.1)	LD (< 20)	69	29	16	LD (< 20)	1427	1155	620	107	151
AffOX1	2021-08-03	LD (< 10)	1405	LD (< 6.1)	LD (< 20)	148	39	10	LD (< 20)	1503	991	685	93	135
AffOX2	2021-08-03	LD (< 10)	1501	LD (< 6.1)	LD (< 20)	137	54	9	LD (< 20)	1512	1003	691	88	139
AffOX3	2021-08-03	LD (< 10)	1456	LD (< 6.1)	LD (< 20)	224	39	14	LD (< 20)	1475	938	675	99	162
AffOX4	2021-08-03	LD (< 10)	1429	LD (< 6.1)	LD (< 20)	206	49	18	LD (< 20)	1462	997	662	99	179
AffOX5	2021-08-03	LD (< 10)	1531	LD (< 6.1)	LD (< 20)	248	44	11	LD (< 20)	1562	924	723	95	146
EffOX1	2021-08-03	LD (< 10)	1422	LD (< 6.1)	13.2	541	58	2	LD (< 20)	1526	< 15.5	774	91	181
EffOX2	2021-08-03	LD (< 10)	1697	LD (< 6.1)	14.6	586	54	3	LD (< 20)	1794	< 15.5	920	90	131
EffOX3	2021-08-03	LD (< 10)	1449	LD (< 6.1)	14.9	645	47	15	LD (< 20)	1523	< 15.5	790	99	229
EffOX4	2021-08-03	LD (< 10)	1407	LD (< 6.1)	13.3	649	44	28	LD (< 20)	1562	< 15.5	790	118	271
EffOX5	2021-08-03	LD (< 10)	1798	LD (< 6.1)	14.6	778	54	4	LD (< 20)	1853	< 1.6	915	122	206
BiomassePT	2021-08-03	LD (< 10)	1389	LD (< 6.1)	LD (< 20)	73	27	107	LD (< 20)	1389	1233	513	128	184
Afflix - nouveau	2021-08-11	32.49	1312	LD (< 6.1)	LD (< 20)	82	< 8.64	2	LD (< 20)	1431	1116	633	161	160
Afflix - vieux	2021-08-11													
Afflix	2021-08-17	20.88	1296	LD (< 6.1)	143.11	68	16	19	LD (< 20)	1377	992	844	61	139
EffPT	2021-08-17	21.175	1308	LD (< 6.1)	< 84.465	66	17	16	LD (< 20)	1360				

Tableau E12 Résultats des analyses externes (P, NTK, composés phénoliques) et des analyses des métaux pour l'été 2021 (partie 1/2)

Échantillon	Date	Analyses Externes			UFC/100ml	Métaux Totaux						Métaux Dissous				
		mg P/L	mg -N/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	TP	NTK	Phénols	Coliformes	Fe	Zn	Ni	Cu	Mn	B	Fe	Zn	Ni	Cu	Mn	
Afflix	2021-03-30	13	85	0.0092		5.57	0.17	0.13	0.06	0.67		1.76	0.17	0.10	0.07	0.53
EffPT	2021-03-30	13	79			4.82	0.19	0.12	0.09	0.57		1.56	0.17	0.09	0.09	0.44
AffOX1	2021-03-30	10	500			2.83	0.56	0.15	0.08	0.77		1.00	0.53	0.13	0.09	0.67
AffOX2	2021-03-30	8.9				2.83	0.51	0.15	0.11	0.41		0.95	0.51	0.13	0.11	0.35
AffOX3	2021-03-30	11														
AffOX4	2021-03-30	11	495													
AffOX5	2021-03-30	10	430													
EffOX1	2021-03-30	8.8	<14	0.0035		1.57	1.25	0.21	0.14	1.56		1.55	1.19	0.19	0.15	1.55
EffOX2	2021-03-30	4.5	<8	0.0036		2.41	0.91	0.24	0.23	0.27		1.95	0.85	0.22	0.23	0.25
EffOX3	2021-03-30	8.5	<13	<0.020		3.90	1.18	0.21	0.39	2.32		1.79	1.06	0.19	0.39	2.23
EffOX4	2021-03-30	9.1	<8	0.0036		2.59	0.93	0.26	0.13	2.12		2.25	0.90	0.24	0.12	2.11
EffOX5	2021-03-30	5.2	<8	0.0035		2.85	1.22	0.31	0.26	1.23		2.47	1.17	0.29	0.26	1.21
Afflix	2021-04-13	3.8	590	1.2000		13.72	1.66	0.16	0.03	2.28		1.25		0.13	LD	
EffPT	2021-04-13	4.3	635			10.88	0.87	0.17	LD	1.90		1.86	0.03	0.15	LD	
AffOX1	2021-04-13	4.6	335			4.01	0.52	0.16	LD	0.50			0.11	0.16	LD	0.44
AffOX2	2021-04-13	4.5	325			4.42	0.54	0.16	LD	0.42		1.61	0.13	0.16	LD	0.33
AffOX3	2021-04-13	9.6	220			7.20	1.07	0.22	LD	2.80		1.82	0.13	0.14	LD	0.06
AffOX4	2021-04-13															
AffOX5	2021-04-13	3.5	260			6.02	1.25	0.25	0.09	1.05		1.56	0.38	0.22	LD	
EffOX1	2021-04-13	2.0	<8.0	<0.002		0.39	0.58	0.24	0.08	0.11		0.39	0.51	0.24	0.08	0.13
EffOX2	2021-04-13	1.6	<8.0	<0.002		0.74	0.61	0.26	0.15	LD		0.71	0.48	0.25	0.16	0.02
EffOX3	2021-04-13	2.2	<8.0	0.0022		0.94	0.92	0.22	0.16	0.94		0.80	0.80	0.23	0.17	0.97
EffOX4	2021-04-13		<8.0	<0.002		1.49	0.86	0.28	0.09	1.31		1.43	0.75	0.28	0.09	1.35
EffOX5	2021-04-13	1.2	<8.0	<0.002		1.16	1.39	0.37	0.15	0.17		1.14	1.30	0.36	0.14	0.19
Afflix	2021-04-27	285	113	0.3100		0.52	0.14	0.04	0.07	0.11		0.12	0.03	0.06	0.11	0.01
EffPT	2021-04-27					8.21	0.44	0.08	0.03	0.54		0.26	0.03	0.10	0.05	0.02
AffOX1	2021-04-27	200	120			1.18	0.20	0.11	0.27	0.05		0.18	0.04	0.11	0.05	0.02
AffOX2	2021-04-27	210	110			0.93	0.20	0.11	0.07	0.07		0.21	0.05	0.11	0.04	0.02
AffOX3	2021-04-27	220	115			2.39	0.36	0.10	0.09	0.24		0.21	0.09	0.09	0.07	0.04
AffOX4	2021-04-27	245	125			2.01	0.45	0.12	0.05	0.17		0.17	0.09	0.11	0.03	0.02
AffOX5	2021-04-27	225	110			2.04	0.36	0.14	0.08	0.14		0.16	0.08	0.14	0.09	0.02
EffOX1	2021-04-27	3.25	<6.7	0.0033		0.21	0.33	0.16	0.09	0.01		0.17	0.24	0.16	0.09	0.02
EffOX2	2021-04-27	2.2	8	0.0041		0.32	0.37	0.14	0.11	0.02		0.23	0.30	0.16	0.10	0.01
EffOX3	2021-04-27	2.9	6	0.0060		0.22	0.49	0.14	0.15	0.26		0.25	0.43	0.14	0.13	0.25
EffOX4	2021-04-27	3.2	<4.0	<0.0035		0.26	0.64	0.20	0.13	0.05		0.22	0.53	0.19	0.09	0.05
EffOX5	2021-04-27	2.05	7	0.0050		0.27	0.44	0.28	0.14	0.01		0.24	0.38	0.27	0.14	0.03
Afflix - nouveau	2021-05-05															
Afflix	2021-05-11	31	970	0.2850		9.65	0.52	0.26	0.13	0.41	10.14	2.34	0.09	0.21	0.16	0.11
AffPT	2021-05-11					10.16	0.56	0.26	0.07	0.52		1.83	0.06	0.24	0.08	0.20
EffPT	2021-05-11	23	995			7.76		0.25	0.10	0.47		2.93	0.08	0.21	0.12	0.10
AffOX1	2021-05-11	14	710			2.40	0.84	0.25	0.32	0.24		1.54	0.23	0.20	0.09	0.07
AffOX2	2021-05-11	22	670									1.51		0.21	0.07	0.14
AffOX3	2021-05-11	20	665			2.46	0.44	0.23		0.30		1.36		0.20	0.06	0.20
AffOX4	2021-05-11	18	680			2.64	0.52	0.25	0.05	0.30		1.54	0.27	0.22	0.05	0.20
AffOX5	2021-05-11	18	655			2.78	0.50	0.28	0.15	0.29		1.32	0.18	0.24	0.12	0.20
EffOX1	2021-05-11	4.2	13	<0.0020		0.19	0.32	0.20	0.12	0.06	4.81	0.18	0.20	0.18	0.12	0.08
EffOX2	2021-05-11	2.9	18	<0.0020								0.24	0.26	0.20	0.17	0.06
EffOX3	2021-05-11	2.6	16	0.0030		0.19	0.26	0.17	0.22	0.10	6.10	0.19	0.19	0.15	0.17	0.11
EffOX4	2021-05-11	3.2	<7.4	<0.0023		0.14	0.32	0.25	0.13	0.05		0.13	0.25	0.23	0.12	0.06
EffOX5	2021-05-11	2.4	32	<0.0020		0.19	0.38	0.31	0.21	0.06	7.15	0.19	0.30	0.30	0.20	0.06
Afflix - ancien	2021-05-20															
Afflix - nouveau	2021-05-20															
Afflix	2021-05-25	28	595	0.0380		6.53	0.22	0.11	0.09	0.70		0.44	0.04	0.05	0.07	0.21
AffPT	2021-05-25					8.25	0.25	0.11	0.03	0.86		0.84	0.06	0.06	0.09	0.26
EffPT	2021-05-25	28	555			6.46	0.27	0.10	0.08	0.71		0.55	0.04	0.04	0.12	0.19
AffOX1	2021-05-25	17	385			3.00	0.33	0.15	0.13	0.32		0.42	0.17	0.08	0.12	0.13
AffOX2	2021-05-25	17	380			2.87	0.36	0.16	0.21	0.31		0.36	0.18	0.08	0.13	0.12
AffOX3	2021-05-25	19	375			3.62	0.30	0.15	0.10	0.46		0.43	0.24	0.08	0.17	0.17
AffOX4	2021-05-25	18	370			3.76	0.41	0.17	0.16	0.49		0.42	0.14	0.10	0.15	0.17
AffOX5	2021-05-25	16	290			3.30	0.30	0.18	0.17	0.39		0.44	0.18	0.14	0.21	0.18
EffOX1	2021-05-25	3.8	<8	<0.0020		0.36	0.28	0.23	0.10	0.02		0.32	0.18	0.18	0.12	0.02
EffOX2	2021-05-25	3.6	<20	<0.0020		0.42	0.33	0.26	0.15	0.03		0.40	0.27	0.21	0.15	0.02
EffOX3	2021-05-25	3.2	15	0.0033		0.38	0.27	0.19	0.18	0.04		0.34	0.18	0.19	0.18	0.03
EffOX4	2021-05-25	3.5	34	<0.0020		0.26	0.32	0.10	0.10	0.02		0.26	0.22	0.06	0.09	0.02
EffOX5	2021-05-25	3.6	56	<0.0020		0.34	0.35	0.09	0.17	0.02		0.32	0.26	0.07	0.17	0.02

Tableau E13 Résultats des analyses externes (P_t, NTK, composés phénoliques) et des métaux pour l'été 2021 (partie 2/2)

Échantillon	Date	Analyses Externes			UFC/100ml	Métaux Totaux						Métaux Dissous				
		mg P/L	mg -N/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
		TP	NTK	Phénols	Coliformes	Fe	Zn	Ni	Cu	Mn	B	Fe	Zn	Ni	Cu	Mn
Afflix	2021-06-08	22	900	0.1250		8.64	0.33	0.15	0.27	0.27	6.68	2.08	0.33	0.16	0.15	0.15
AffPT	2021-06-08											2.84	0.32	0.15	0.05	0.10
EffPT	2021-06-08	27	980			8.46	0.53	0.15	0.41	0.41		1.85	0.19	0.15	0.04	0.20
AffOX1	2021-06-08	10	675			3.45	0.24	0.17	0.21	0.21		1.73	0.33	0.17	0.04	0.17
AffOX2	2021-06-08	11	670			3.68	0.31	0.17	0.20	0.20		2.01	0.26	0.15	0.05	0.16
AffOX3	2021-06-08	14	560			3.04	0.33	0.17	0.24	0.24		1.69	0.17	0.17	0.06	0.18
AffOX4	2021-06-08	17	610			3.48	0.28	0.19	0.24	0.24		1.89	0.13	0.18	0.05	0.17
AffOX5	2021-06-08	13	570			3.05	0.34	0.19	0.22	0.22		1.65	0.28	0.18	0.04	0.17
EffOX1	2021-06-08	2.5	<8.0	<0.0020		0.21	0.22	0.20	0.01	0.01		0.18	0.21	0.18	0.11	0.01
EffOX2	2021-06-08	3.1	<8.0	<0.0020		0.30	0.29	0.23	0.02	0.02	7.44	0.28	0.33	0.21	0.14	0.01
EffOX3	2021-06-08	2.7	<8.0	<0.0020		0.24	0.26	0.19	0.02	0.02		0.26	0.21	0.18	0.17	0.02
EffOX4	2021-06-08	3.7	<8.0	<0.0020		0.13	0.50	0.23	0.01	0.01	6.61	0.15	0.24	0.22	0.10	0.01
EffOX5	2021-06-08	2.5	26	<0.0020		0.23	0.28	0.28	0.02	0.02		0.25	0.64	0.27	0.17	0.02
Afflix	2021-06-22	37	520	0.4500		5.28	0.24	0.16	0.05	0.30		1.03	0.13	0.16	0.06	0.14
AffPT	2021-06-22					5.23	0.39	0.14	0.05	0.43		0.96	0.09	0.15	0.04	0.14
EffPT	2021-06-22	36	550			5.38	0.25	0.16	0.07	0.34		0.81	0.14	0.16	0.08	0.16
AffOX1	2021-06-22	20	400			1.64	0.31	0.16	0.10	0.16		0.84	0.17	0.17	0.10	0.13
AffOX2	2021-06-22	18	320			1.13	0.21	0.17	0.11	0.14		0.65	0.18	0.19	0.10	0.11
AffOX3	2021-06-22	23	320			1.95	0.22	0.16	0.09	0.19		0.69	0.09	0.17	0.09	0.11
AffOX4	2021-06-22	25	380			2.06	0.33	0.19	0.08	0.21		0.76	0.17	0.18	0.12	0.12
AffOX5	2021-06-22	23	350			1.90	0.25	0.19	0.08	0.20		0.85	0.15	0.20	0.09	0.13
EffOX1	2021-06-22			<0.0020		1.27	0.34									
EffOX2	2021-06-22			<0.0020		0.52	0.88									
EffOX3	2021-06-22	3.2	<4.0	0.0025		0.27	0.21	0.19	0.21	0.05		0.24	0.22	0.19	0.23	0.05
EffOX4	2021-06-22	3.7	<4.0	<0.0020		0.20	0.35	0.22	0.09	0.02		0.18	0.20	0.22	0.09	0.02
EffOX5	2021-06-22	2.9	7.0	0.0022		0.27	0.36	0.26	0.17	0.03		0.25	0.27	0.26	0.19	0.03
Afflix	2021-07-06	35.5	825	0.0993		4.58	0.35	0.21	<0.02	0.22	8.12	2.61	0.12	0.22	0.03	0.14
EffPT	2021-07-06	38	710			6.12	0.32	0.20	<0.02	0.33	7.99	2.05	0.12	0.22	0.15	0.15
AffOX1	2021-07-06	21	560			1.79	0.37	0.20	0.05	0.16		1.50	0.17	0.22	0.05	0.14
AffOX2	2021-07-06	18	510			2.17	0.29	0.22	0.05	0.15		1.65	0.27	0.21	0.06	0.13
AffOX3	2021-07-06	21	435			2.11	0.36	0.20	0.14	0.18		1.56	0.16	0.22	0.08	0.14
AffOX4	2021-07-06	20	490			2.14	0.25	0.20	0.06	0.18		1.52	0.24	0.23	0.03	0.14
AffOX5	2021-07-06	17.5	440			1.98	0.37	0.23	0.09	0.18		1.53	0.19	0.21	0.04	0.14
EffOX1	2021-07-06	3.75	22	<0.0020		0.22	0.39	0.18	0.11	0.03	7.22	0.17	0.17	0.21	0.08	0.02
EffOX2	2021-07-06	2.6	25.5	0.0048		0.30	0.27	0.22	0.15	0.02	7.54	0.26	0.26	0.26	0.17	0.02
EffOX3	2021-07-06	3.5	21	<0.0020		0.23	0.18	0.18	0.16	0.04	7.86	0.21	0.20	0.20	0.21	0.03
EffOX4	2021-07-06	5.433333	15.5	<0.0020		0.16	0.34	0.21	0.09	0.02	7.34	0.15	0.19	0.23	0.09	0.01
EffOX5	2021-07-06	3.9	30	<0.0020		0.26	0.25	0.25	0.16	0.02	8.16	0.27	0.28	0.31	0.20	0.02
Afflix	2021-07-20	37	605	0.7950		3.95	0.27	0.17	0.03	0.25		2.29	0.32	0.17	0.06	0.20
EffPT	2021-07-20	52	620	0.3400								1.93	0.15	0.17	0.04	0.15
AffOX1	2021-07-20	25	415			1.44	0.19	0.18	0.12	0.13		1.03	0.59	0.18	0.10	0.11
AffOX2	2021-07-20	26	410			1.42	0.43	0.19	0.16	0.12		1.07	0.27	0.19	0.10	0.11
AffOX3	2021-07-20	24	430			1.96	0.25	0.20	0.11	0.16		1.14	0.17	0.20	0.06	0.13
AffOX4	2021-07-20	29	360			2.08	0.18	0.19	0.16	0.17		1.11	0.19	0.19	0.12	0.12
AffOX5	2021-07-20	27	363			2.01	0.37	0.20	0.11	0.17		1.15	0.23	0.20	0.09	0.12
EffOX1	2021-07-20	5	<8.0	<0.01		0.17	0.16	0.19	0.11	0.01		0.16	0.17	0.20	0.16	0.01
EffOX2	2021-07-20	5	19.5	<0.01		0.29	0.24	0.24	0.16	0.01		0.28	0.23	0.25	0.16	0.01
EffOX3	2021-07-20	7	29	<0.01		0.21	0.19	0.20	0.26	0.02		0.19	0.17	0.20	0.24	0.02
EffOX4	2021-07-20	11	<12	<0.01		0.15	0.24	0.22	0.15	0.01		0.16	0.37	0.22	0.15	0.01
EffOX5	2021-07-20	5	25	<0.01		0.25	0.24	0.29	0.28	0.01		0.24	0.23	0.29	0.18	0.01
Afflix	2021-08-03	30	1350		91	4.90	0.29	0.23	0.06	0.58	7.08	3.24	0.23	0.23	0.08	0.44
EffPT	2021-08-03	37	1300			12.84	0.68	0.23	0.01	0.85	10.01	4.96	0.17	0.23	0.02	0.31
AffOX1	2021-08-03	15	810			3.04	0.37	0.22	0.13	0.26		2.22	0.21	0.22	0.05	0.21
AffOX2	2021-08-03	18	940			3.32	0.44	0.23	0.12	0.27		2.57	0.21	0.23	0.06	0.21
AffOX3	2021-08-03	23	900			3.43	0.36	0.23	0.10	0.39		1.45	0.15	0.22	0.04	0.20
AffOX4	2021-08-03	30	750			4.00	0.39	0.23	0.10	0.41		1.32	0.13	0.22	0.05	0.17
AffOX5	2021-08-03	19	990			3.46	0.39	0.25	0.14	0.36		2.44	0.17	0.24	0.05	0.25
EffOX1	2021-08-03	6.2	16		<10	0.19	0.20	0.20	0.10	0.01	9.17	0.23	0.19	0.22	0.12	0.01
EffOX2	2021-08-03	5.2	<20.5		<10	0.27	0.21	0.23	0.12	0.01	9.72	0.26	0.21	0.23	0.13	0.01
EffOX3	2021-08-03	23	51		approx. 50.5	0.20	0.16	0.21	0.16	0.13	9.46	0.19	0.13	0.21	0.12	0.13
EffOX4	2021-08-03	43	22		<250	0.19	0.18	0.23	0.10	0.10	9.76	0.19	0.21	0.23	0.09	0.10
EffOX5	2021-08-03	9.1	<22		<10	0.22	0.20	0.27	0.14	0.02	10.16	0.23	0.22	0.27	0.13	0.02
BiomassePT	2021-08-03	603														
Afflix	2021-08-17	41	1100			11.17	0.40	0.18	0.18	0.26		3.28	0.14	0.18	0.07	0.14
EffPT	2021-08-17					9.36	0.48	0.15	<0.01	0.28						
AffOX1	2021-08-17					2.33	0.38	0.20	0.48	0.18						
AffOX2	2021-08-17					2.79	0.41	0.15	0.12	0.16						
AffOX3	2021-08-17	38	610			4.18	0.43	0.15	0.13	0.63		0.68	0.15	0.17	0.07	0.10
AffOX4	2021-08-17	37	650			4.15	0.43	0.16	0.36	0.59		0.73	0.15	0.16	0.04	0.12
AffOX5	2021-08-17	50	680			3.49	0.33	0.19	0.35	0.20		0.84	0.17	0.18	0.09	0.06
EffOX1	2021-08-17	20	48.5			0.22	0.20	0.15	0.00	<0.01		0.22	0.18	0.18	0.11	<0.01
EffOX2	2021-08-17	5.65	<19.5			0.29	0.21	0.17	0.13	<0.01		0.29	0.21	0.19	0.12	<0.01
EffOX3	2021-08-17	59.5	<16			0.57	0.40	0.15	0.16	1.73		0.54	0.40	0.17	0.23	1.78
EffOX4	2021-08-17	63.5	29			0.69	0.53	0.15	0.23	1.50		0.63	0.51	0.17	0.13	1.63
EffOX5	2021-08-17	29	<16			0.29	0.23	0.20	0.21	0.15		0.30	0.20	0.23	0.19	0.15
Afflix	2021-08-31										8.26					
EffPT	2021-08-31										8.29					
EffOX1	2021-08-31															
EffOX2	2021-08-31										10.54					
EffOX3	2021-08-31															
EffOX4	2021-08-31										11.11					
EffOX5	2021-08-31															
Afflix	2021-09-14										8.63					
EffPT	2021-09-14										8.64					
EffOX1	2021-09-14										10.14					
EffOX2	2021-09-14															

Tableau E14 Résultats des analyses des anions/cations, P_t, NTK et métaux totaux lors du démontage

Échantillon	Date	Anions							Cations						Analyses Externes		Métaux Totaux						
		mg F- /L	mg Cl- /L	mg-N /L	mg Br- /L	mg-N /L	mg S /L	mg-P /L	mg Li ⁺ /L	mg Na ⁺ /L	mg N/L	mg K ⁺ /L	mg Mg ²⁺ /L	mg Ca ²⁺ /L	mg P/L	mg -N/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
		F	Cl	NO2	Br	NO3	SO4	O-PO4	Li	Na	NH4+	K	Mg	Ca	TP	NTK	Fe	Zn	Ni	Cu	Mn	B	S
PT	2021-12-06	LD (<2)	1226	LD (<1.2)	LD (<2)	24.2	22.0	142	LD (<2)	1185	668	605	132	85.5	2400	8303	338	1.25	0.831	0.0744	28.2	9.24	216
FPA1	2021-12-06	LD (<2)	229	LD (<1.2)	LD (<2)	1.20	11.8	30.8	LD (<2)	233	117	117	38.5	43.1	370	4977	11.7	2.19	0.186	0.0588	8.37	2.97	
FPA2	2021-12-06	LD (<2)	43.7	LD (<1.2)	LD (<2)	LD	7.48	24.8	LD (<2)	67.4	56.3	29.1	33.1	25.9	217	7179	0.97	2.35	0.109	0.0486	4.82	1.71	
OX1-combiné	2021-12-06	LD (<2)	547	LD (<1.2)	LD (<2)	223	27.8	7.85	LD (<2)	549	LD	278	38.4	62.3	46.0	< 1679	21.8	1.20	0.131	0.174	2.05	4.75	
OX2-combiné	2021-12-06	LD (<2)	529	LD (<1.2)	LD (<2)	216	27.3	7.77	LD (<2)	530	1.24	261	36.2	64.9	81.7	< 1636	32.8	1.97	0.144	0.264	3.75	4.48	
OX3-combiné	2021-12-06	LD (<2)	470	LD (<1.2)	LD (<2)	221	25.3	11.86	LD (<2)	475	LD	231	34.3	69.9	60.3		38.0	1.85	0.128	0.279	1.95	3.85	
OX4-combiné	2021-12-06	LD (<2)	576	LD (<1.2)	LD (<2)	265	29.3	12.39	LD (<2)	579	0.87	289	40.0	74.3	61.0		31.0	1.80	0.141	0.164	2.54	4.60	
OX5-combiné	2021-12-06	LD (<2)	423	LD (<1.2)	LD (<2)	187	24.5	9.32	LD (<2)	444	1.07	218	31.3	59.7	63.0		25.0	2.03	0.132	0.254	2.71	3.94	

Tableau E15 Résultats des analyses des MES, des MVES et de la DCO lors du démontage

Échantillon	Date	Phys. Part.		Chimiq.		
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
		MES	MVES	DCO _T	DCO _{1/2} (CS _{DCO})	X _{DCO}
PT	2021-12-06	28378	14400	24767	1233	23534
FPA1	2021-12-06	10408	4492	3247	40	3207
FPA2	2021-12-06	5012	2154	2953	89	2864
OX1-combiné	2021-12-06	2530	904	1617	202	1415
OX1-B1	2021-12-06	92.8	38.3	527	417	110
OX1-B2	2021-12-06	1514	638	1063	90	973
OX1-B3	2021-12-06	8578	2594	3787	79	3708
OX2-combiné	2021-12-06	4301	1492	2423	225	2199
OX2-B1	2021-12-06	339	161	595	433	162
OX2-B2	2021-12-06	1579	705	1143	95	1049
OX2-B3	2021-12-06	15360	4520	7100	127	6974
OX3-combiné	2021-12-06	3790	957	1597	195	1402
OX3-B1	2021-12-06	232	117	630	437	194
OX3-B2	2021-12-06	1440	572	985	93	893
OX3-B3	2021-12-06	10287	2273	3397	99	3298
OX4-combiné	2021-12-06	3780	1130	1970	249	1722
OX4-B1	2021-12-06	489	217	800	473	328
OX4-B2	2021-12-06	3573	1167	1690	73	1618
OX4-B3	2021-12-06	13553	3273	4827	121	4706
OX5-combiné	2021-12-06	4733	1423	2370	178	2192
OX5-B1	2021-12-06	465	219	833	482	351
OX5-B2	2021-12-06	757	426	730	111	619
OX5-B3	2021-12-06	9247	2867	4420	85	4335

ANNEXE F RÉSULTATS DES BILANS HYDRIQUES

Tableau F1 Données brutes des bilans hydriques

Date	Cuve	kg/batch	kg/batch	kg/jour	QR/Q	kg/jour	kg/jour	%	L/jour	%	
		Entrée	Sortie	batch/jour	Évaporation	Ratio de recirculation	Eau enlevé par aération	Évapotranspiration	Bilan, facteurs des plantes	Eau enlevé selon solides filtrables	Bilan, solides filtrables
2021-04-19	PT	19.7	19.6	2.9				100%			
2021-04-22	PT	19.8	20.1	2.9				101%			
2021-04-26	PT	17.9	17.5	2.9				98%			
2021-05-06	PT	17.9	17.5	2.9				98%			
2021-05-10	PT	19.4	16.7	2.9				86%			
2021-05-17	PT	21.5	21.4	2.9				99%			
2021-05-20	PT	21.8	21.4	2.9				98%			
2021-05-24	PT	20.0	19.5	2.9				97%			
2021-06-07	PT	20.4	20.3	2.3				100%			
2021-06-21	PT	18.8	18.0	2.3				96%			
2021-06-25	PT	19.7	17.5	2.3				89%			
2021-06-28	PT	20.0	19.8	2.3				99%			
2021-07-02	PT	20.4	20.2	2.3				99%			
2021-07-05	PT	21.3	21.2	2.3				100%			
2021-07-15	PT	21.3	21.6	2.3				102%			
2021-07-19	PT	21.8	21.8	2.3				100%			
2021-07-29	PT	21.3	21.4	2.3				100%			
2021-08-02	PT	21.4	21.7	2.3				101%			
2021-08-13	PT	21.5	21.3	2.3				99%			
2021-08-16	PT	16.6	17.3	2.3				104%			
2020-11-06	1	1.7	0.6	2.8		1.2	0.6	2.42	95%		
2020-11-18	1	1.4	0.0	2.8		1.4	0.7	3.73	110%		
2021-03-22	1	3.1	1.6	2.9		0.6	1.1	2.42	93%		
2021-03-29	1	3.3	2.2	2.9		0.6	0.8	2.42	100%		
2021-04-22	1	3.1	2.2	2.9		0.6	1.0	2.42	108%	3.31	107%
2021-05-06	1	3.0	1.3	2.9		0.7	0.8	3.89	97%		
2021-05-10	1	3.0	2.0	2.9		0.7	0.9	3.89	124%		
2021-05-17	1	3.0	1.8	2.9		0.7	0.7	3.89	115%		
2021-05-20	1	3.0	1.8	2.9		0.7	0.7	2.23	94%		
2021-06-07	1	3.1	1.7	2.8		0.6	0.7	1.94	83%	4.19	101%
2021-07-02	1	2.7	2.1	2.8		0.7	0.6	1.25	102%		
2021-07-05	1	2.9	2.3	2.8		0.7	0.7	1.25	102%	2.50	109%
2021-07-19	1	3.2	2.2	2.8		0.6	0.7	0.63	94%	2.47	107%
2021-07-29	1	3.1	2.4	2.8		0.6	0.6	0.72	91%		
2021-08-02	1	3.0	1.4	2.8		0.7	0.6	0.72	93%	2.95	112%
2021-08-13	1	3.0	1.8	2.8		0.7	0.7	0.72	78%	2.59	92%
2020-11-16	2	1.4	0.0	1.8		1.3	0.6	1.62	88%		
2020-11-18	2	1.4	0.0	1.8		1.4	0.7	1.62	94%		
2021-03-22	2	2.9	1.3	2.9		0.7	1.1	2.40	86%		
2021-03-29	2	2.9	1.4	2.9		0.7	0.8	2.40	89%	4.05	99%
2021-04-22	2	3.0	1.8	2.9		0.6	1.0	3.31	110%		
2021-05-06	2	2.6	1.0	2.9		0.7	0.8	2.78	88%		
2021-05-10	2	2.8	0.4	2.9		0.7	0.9	2.78	85%		
2021-05-17	2	2.7	1.0	2.9		0.7	0.7	2.78	81%		
2021-05-20	2	2.8	1.9	2.9		0.7	0.7	2.52	107%		
2021-06-07	2	2.9	1.0	2.7		0.7	0.7	2.64	76%	4.09	85%
2021-07-05	2	2.8	1.7	2.7		0.7	0.7	2.82	105%	3.18	101%
2021-07-19	2	3.1	0.5	2.7		0.6	0.7	1.53	89%	3.18	100%
2021-07-29	2	3.0	1.8	2.7		0.6	0.6	0.97	80%		
2021-08-02	2	3.0	1.9	2.7		0.6	0.6	0.97	105%	3.40	127%
2021-08-16	2	1.2	1.1	2.7		1.6	0.7			1.01	126%
2020-11-16	3	1.1	0.0	3.0	1.1	1.9	0.6		55%		
2020-11-18	3	0.9	0.0	3.0	1.1	2.1	0.7		62%		
2021-03-29	3	2.34	1.9	2.9	1.2	0.9	0.8		109%		
2021-04-22	3	2.714	2.0	2.9	1.1	0.7	1.0		100%	3.18	113%
2021-05-10	3	2.6	1.1	2.9	1.2	0.8	0.9		85%	1.83	74%
2021-05-17	3	2.5	1.4	2.9	1.2	0.8	0.7		83%		
2021-05-20	3	2.5	1.7	2.9	1.1	0.8	0.7		93%		
2021-05-24	3	2.5	2.0	2.9	1.1	0.8	0.8		106%	3.73	98%
2021-06-25	3	2.6	1.8	2.9	1.0	0.8	0.7		90%	2.48	100%
2021-07-02	3	2.6	1.8	2.9	1.0	0.8	0.6		92%		
2021-07-05	3	2.6	2.3	2.9	1.1	0.8	0.7		110%	2.74	123%
2021-07-19	3	3.0	2.4	2.9	0.9	0.7	0.7		93%	3.01	109%
2021-07-29	3	2.8	2.3	2.9	0.9	0.7	0.6		101%		
2021-08-02	3	2.8	1.5	2.9	0.8	0.7	0.6		90%	3.35	113%
2020-11-18	4	1.3	0.0	3.0		1.5	0.7	3.79	113%		
2021-03-22	4	3.0	1.4	2.7		0.7	1.1	2.38	92%		
2021-03-29	4	3.0	2.1	2.7		0.7	0.8	2.38	106%	3.97	116%
2021-05-06	4	2.8	1.0	2.7		0.7	0.8	3.95	97%		
2021-05-17	4	2.7	1.1	2.7		0.7	0.7	3.95	105%		
2021-06-07	4	3.0	1.9	2.7		0.7	0.7	1.88	96%	4.72	121%
2021-06-21	4	2.6	2.1	2.7		0.8	0.7	1.96	116%	2.40	113%
2021-06-25	4	3.4	2.6	2.7		0.6	0.7	1.96	105%		
2021-07-02	4	2.7	2.0	2.7		0.7	0.6	1.72	107%		
2021-07-05	4	2.9	2.2	2.7		0.7	0.7	1.72	108%	2.87	114%
2021-07-19	4	3.3	1.9	2.7		0.6	0.7	1.49	110%	3.08	120%
2021-07-29	4	3.3	2.3	2.7		0.6	0.6	1.66	95%		
2021-08-02	4	3.2	0.9	2.7		0.6	0.6	1.66	107%	3.56	122%
2021-08-16	4	3.0	2.6	2.7		0.7	0.7	1.66	115%	2.97	123%
2020-11-18	5	0.8	0.0	2.9		2.4	0.7	1.57	98%		
2021-03-22	5	2.6	1.0	2.9		0.7	1.1	2.42	86%		
2021-03-29	5	2.3	1.2	2.9		0.8	0.8	2.42	99%	3.46	103%
2021-04-22	5	2.6	1.2	2.9		0.7	1.0	3.16	103%	2.93	86%
2021-05-10	5	1.7	0.0	2.9		1.1	0.9	2.63	116%		
2021-06-07	5	2.4	1.2	2.8		0.8	0.7	2.65	104%	3.59	107%
2021-06-21	5	2.8	1.2	2.8		0.7	0.7	3.67	98%	2.82	78%
2021-06-25	5	2.6	1.3	2.8		0.7	0.7	3.67	111%		
2021-07-02	5	2.6	0.8	2.8		0.7	0.6	3.39	86%		
2021-07-05	5	2.7	0.7	2.8		0.7	0.7	3.39	83%	3.33	73%
2021-07-19	5	3.1	0.3	2.8		0.6	0.7	2.00	81%	3.69	92%
2021-07-29	5	3.0	1.5	2.8		0.6	0.6	1.34	74%		
2021-08-16	5	2.7	1.4	2.8		0.7	0.7	1.34	80%	3.00	94%

ANNEXE G EE ET QUALITÉ D'EFFLUENT DU RÉACTEUR UASB

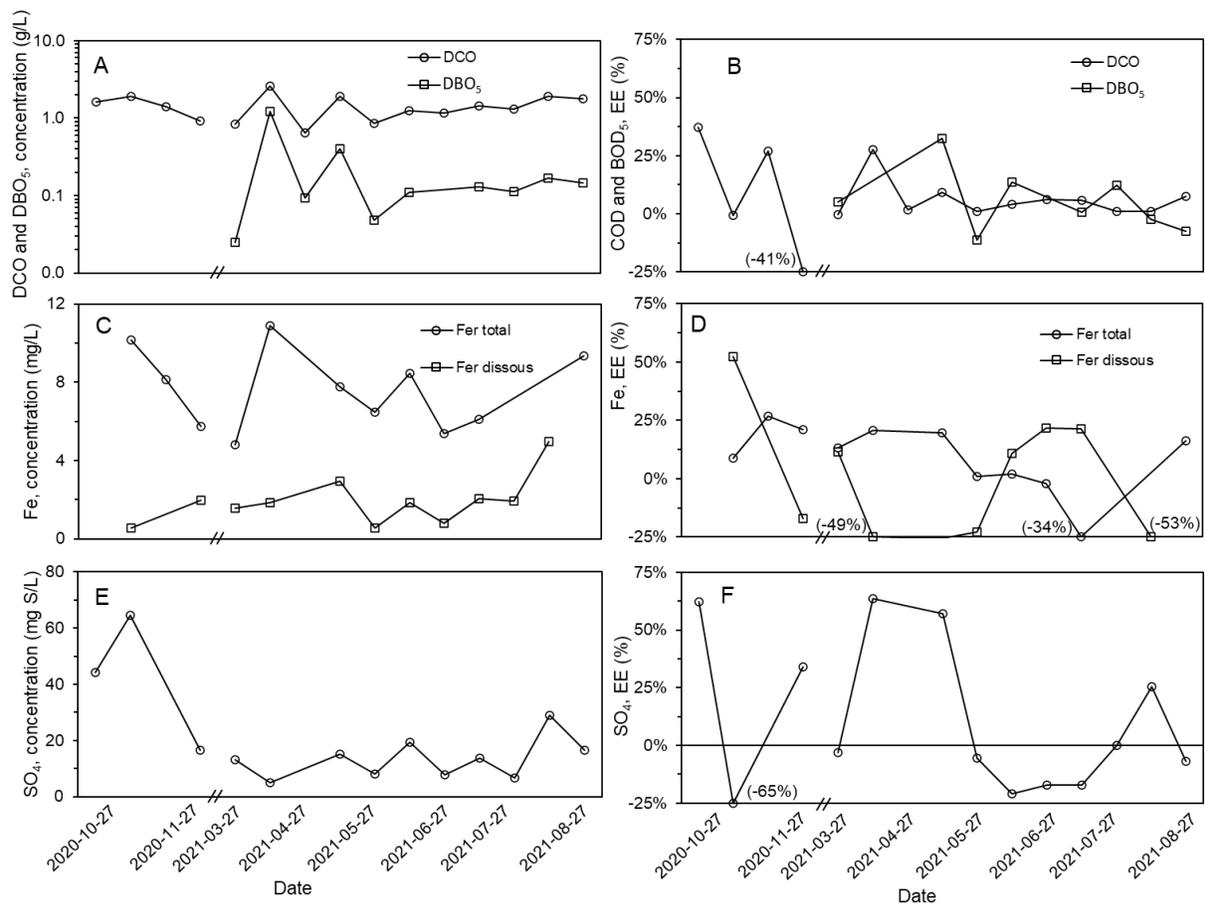


Figure G1 Concentrations à l'effluent du UASB et EE d'enlèvement par l'UASB : A, B) de la matière organique, C, D) du fer, E, F) de SO₄

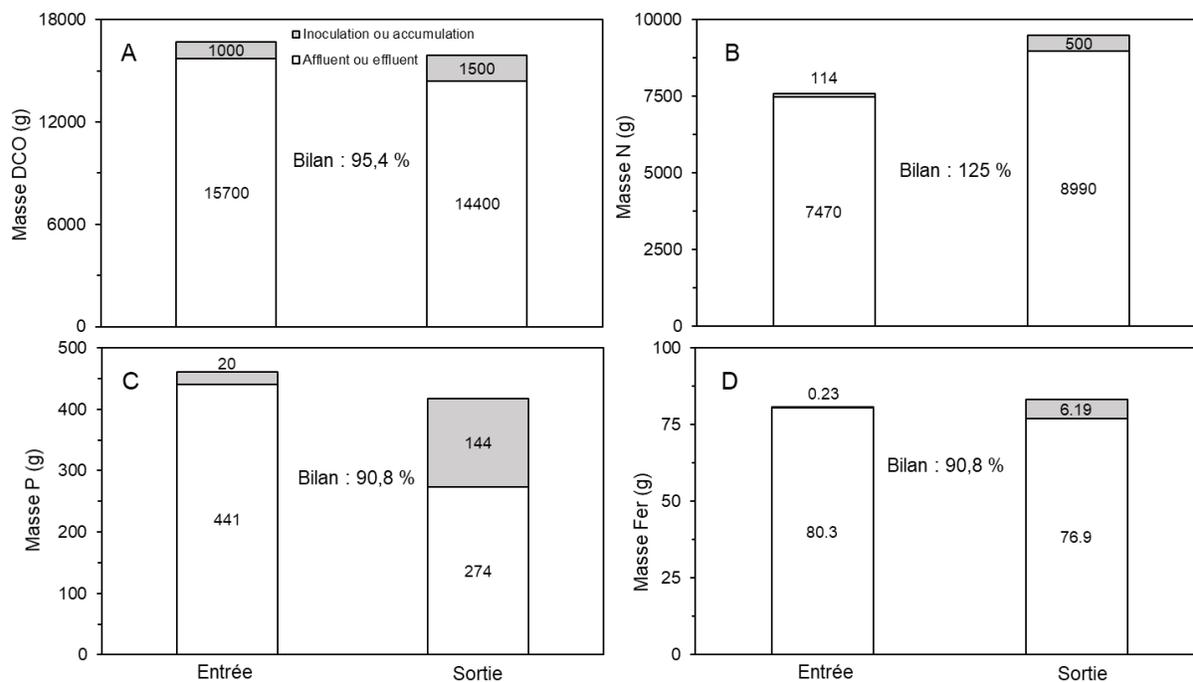


Figure G2 Résultats de bilans massiques pour le réacteur UASB pour : A) la DCO, B) l'azote, C) le phosphore et D) le fer

ANNEXE H RÉSULTATS ADDITIONNELS – ESSAIS DE TRAÇAGE

Annexe H.1 Figures additionnelles

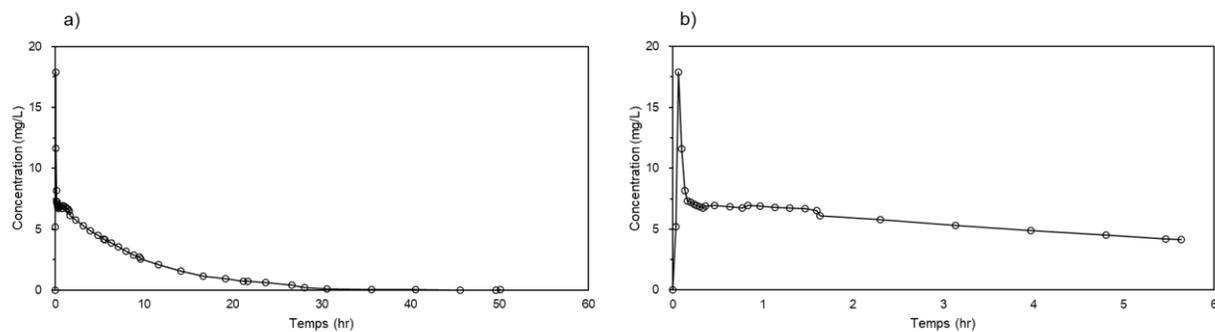


Figure H1 Concentration du traceur à l'effluent mesurée pendant l'essai de traçage accéléré avec de la fluorescéine : a) toutes les 50 heures de l'expérience, et b) les 6 premières heures de l'expérience

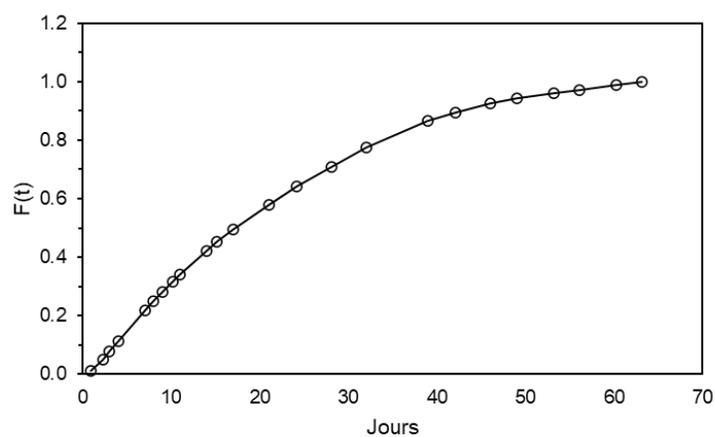


Figure H2 Fonction $F(t)$ pour le FPT afin utilisé pour déterminer t_h , t_{10} et t_{90}

Annexe H.2 Résultats bruts des essais de traçage

Tableau H1 Données brutes d'essai de traçage accéléré avec fluorescéine

Paramètre	Valeur	Unité		
Durée	50	h		
Débit	0.354	L/min		
Masse fluorescéine	1.5047	g		
Temps (mins)	Concentration (mg/L)		Temps (mins)	Concentration (mg/L)
0	0.00		1419	0.63
2	5.21		1599	0.42
4	17.87		1683	0.20
6	11.62		1834	0.11
8	8.16		2134	0.05
10	7.31		2434	0.03
12	7.23		2734	0.02
14	7.06		2974	0.02
16	6.95		3003	0.08
18	6.83			
20	6.71			
22	6.87			
28	6.92			
38	6.85			
46	6.74			
50	6.94			
58	6.91			
68	6.80			
78	6.71			
88	6.66			
96	6.51			
98	6.12			
138	5.78			
188	5.30			
238	4.90			
288	4.51			
328	4.21			
338	4.16			
378	3.89			
428	3.57			
478	3.18			
528	2.89			
568	2.71			
579	2.60			
699	2.13			
849	1.60			
999	1.18			
1149	0.94			
1269	0.74			
1299	0.72			

Tableau H2 Données brutes d'essai de traçage avec KBr dans le FPT

FP-T			
Paramètre	Valeur	Unité	Source
Masse de KBr injecté :	6.6184	g	
Masse de Br- injecté :	4.4439	g	
Date d'injection :	2021-07-19		
Heure d'injection :	9:45:00		
Débit approximatif	9.1	L/jour	Bilan hydrique 19 juillet 2021
jours	L	mg Br-/L	
Temps d'expérience	Volume d'effluent	Concentration Br-	
0.00	-	0.00	
0.93	6.60	12.13	
2.24	8.64	21.53	
3.01	4.30	19.67	
4.01	3.56	19.75	
6.97	18.10	19.37	
7.93	6.47	18.02	
8.96	7.17	16.75	
10.14	5.80	15.65	
11.01	6.88	15.32	
13.99	19.28	15.59	
15.09	5.86	14.95	
16.98	13.48	11.44	
18.13	7.45		
21.01	19.77	11.76	
23.00	14.37		
24.18	6.77	10.05	
25.17	6.78		
28.06	4.59	9.40	
28.93	5.57		
31.18	15.32		
31.96	7.69	9.30	
35.07	16.55		
36.94	12.72		
38.89	12.30	5.30	
42.05	21.16	4.50	
42.93	6.69		
45.98	20.75	4.47	
48.95	22.91	2.60	
50.97	15.91		
53.15	14.27	2.10	
56.01	20.14	2.30	
56.94	5.18		
60.18	19.08	2.00	
63.16	18.42	2.40	
64.97	7.29		
66.90	5.18		
69.95	0.77		
70.94	4.66		
73.23	14.39		

Tableau H3 Données brutes d'essai de traçage avec KBr dans le FPW et FPW_AX

FP-W				FP-W, AX			
Paramètre	Valeur	Unité	Source	Paramètre	Valeur	Unité	Source
Masse de KBr injecté :	6.6169	g		Masse de KBr injecté :	6.6169	g	
Masse de Br- injecté :	4.4429	g		Masse de Br- injecté :	4.4429	g	
Date d'injection :	2021-07-19			Date d'injection :	2021-07-19		
Heure d'injection :	9:50:00			Heure d'injection :	9:20:00		
Débit approximatif	9.9	L/jour	Bilan hydrique 19 juillet 2021	Débit approximatif	9.8	L/jour	Bilan hydrique 19 juillet 2021
jours	L	mg Br-/L		jours	L	mg Br-/L	
Temps d'expérience	Volume d'effluent	Concentration Br-		Temps d'expérience	Volume d'effluent	Concentration Br-	
0.00	-	0.00		0.00	-	-	
0.92	7.67	10.53		0.94	7.17	10.69	
2.24	10.24	21.56		2.25	9.83	20.30	
3.01	5.80	18.43		3.02	5.11	20.70	
4.00	2.98	19.25		6.98	20.48	17.83	
6.97	21.54	18.84		7.94	7.14	16.21	
7.93	7.80	17.27		8.97	7.43	16.28	
8.96	8.31	17.21		10.15	7.00	14.77	
10.14	5.05	14.11		11.02	7.59	14.92	
11.01	8.34	14.70		14.00	20.19	14.44	
14.00	21.69	14.75		15.11	6.32	13.24	
15.09	6.99	13.32		16.99	14.61	10.86	
16.98	15.82	11.94		18.14	6.58		
18.13	8.69			21.01	20.31	9.70	
21.01	20.68	10.83		23.01	15.53		
23.00	16.35			24.20	7.68	8.50	
24.18	7.91	9.30		25.18	7.45		
25.17	8.11			28.08	4.33	9.00	
28.06	8.05	9.10		28.94	5.00		
28.92	6.96			31.19	16.03		
31.18	17.50			31.97	9.08	8.00	
31.96	8.29	6.65		35.09	20.09	7.30	
35.07	21.22	7.00		38.91	14.50	6.05	
36.94	14.63			42.06	21.96	3.90	
38.89	16.47	4.10		43.11	5.69		
42.05	21.94			45.99	11.06	6.63	
42.92	6.97			48.96	5.49	3.20	
45.99	21.72	3.45		50.98	12.16		
48.95	23.67	2.70		53.16	13.15	2.50	
50.97	16.92			56.02	19.14	2.35	
53.15	15.31	2.20		56.95	3.34		
56.01	20.25	2.40		60.19	8.28	2.10	
56.94	2.85			63.17	13.69	2.00	
60.18	18.04	2.50		64.98	8.61		
63.16	20.80	2.10		66.91	6.17		
64.96	9.28			69.97	23.45		
66.89	7.42			70.95	7.68		
69.95	7.93			73.24	6.00		
70.94	7.51						
73.23	17.11						

Tableau H4 Données brutes d'essai de traçage avec KBr dans le FPS et FPS AX

FP-S				FP-S, AX			
Paramètre	Valeur	Unité	Source	Paramètre	Valeur	Unité	Source
Masse de KBr injecté :	6.6185	g		Masse de KBr injecté :	6.6163	g	
Masse de Br- injecté :	4.4440	g		Masse de Br- injecté :	4.4425	g	
Date d'injection :	2021-07-19			Date d'injection :	2021-07-19		
Heure d'injection :	10:00:00			Heure d'injection :	9:30:00		
Débit approximatif	8.9	L/jour	Bilan hydrique 19 juillet 2021	Débit approximatif	9	L/jour	Bilan hydrique 19 juillet 2021
jours	L	mg Br-/L		jours	L	mg Br-/L	
Temps d'expérience	Volume d'effluent	Concentration Br-		Temps d'expérience	Volume d'effluent	Concentration Br-	
0.00	-	0.00		0.00	-	0.00	
0.92	4.23	13.29		0.94	5.22	10.99	
2.24	6.18	23.04		2.25	9.18	21.23	
3.00	3.59	21.20		3.02	4.84	20.69	
4.00	4.13	20.19		4.01	3.29	19.43	
6.97	13.77	21.03		6.98	19.81	19.73	
7.92	5.04	19.16		7.93	6.92	17.70	
8.95	6.22	17.79		8.97	7.94	15.52	
10.14	4.38	17.89		10.15	2.36	15.40	
11.01	5.80	18.16		11.02	7.24	16.29	
13.99	15.96	16.75		14.00	20.71	14.98	
15.08	4.73	14.60		15.10	6.90	14.58	
16.98	10.41	14.06		16.99	14.47	11.38	
18.13	5.31			18.14	7.07		
21.01	16.50	13.00		21.01	21.11	11.27	
23.00	11.30			23.01	15.54		
24.17	5.97	11.00		24.19	8.76	9.70	
25.17	10.22			25.18	5.15		
28.05	3.20	10.80		28.94	2.98		
28.92	4.00			31.97	9.16	9.35	
31.18	13.13			35.08	21.30	7.40	
31.95	10.01	11.00		36.95	15.03		
35.06	18.73	8.35		38.90	15.54	4.90	
36.94	12.41			42.05	26.71	4.90	
38.88	11.46	5.30		42.94	8.20		
42.05	20.43	4.40		45.99	24.40	6.00	
42.92	6.01			48.96	26.29	2.60	
45.98	18.82	3.77		50.98	18.05		
48.95	19.92	2.90		53.15	17.13	1.70	
50.97	13.79			56.02	24.68	2.10	
53.14	13.79			56.95	8.00		
56.01	19.12	2.80		60.18	25.81	2.00	
56.94	5.57			63.17	25.72	2.00	
60.17	17.38	2.45		64.97	17.54		
63.16	16.93	2.00		66.90	16.51		
64.96	7.49			69.96	25.59		
66.89	5.70			70.95	8.28		
69.95	7.27			73.24	18.92		
70.94	6.20						
73.23	14.64						

ANNEXE I RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSIOLOGIQUES



Figure I1 Évolution de santé des plantes pendant de l'expérience. Quand deux réservoirs sont montrés, le réservoir à gauche contient les saules et celui à droit contient les spartines.

Tableau I2 Poids de la matière sèche des parties aériennes et racinaires pour les plantes individuelles dans les FP et pour le filtre au complet, mesuré au démontage du système

Plante	Poids sec total	
	Partie aérienne g	Partie racinaire g
FPW		328,7
W1	122,0	74,9
W2	70,1	50,5
Mélangé		11,2
FPW_AX		337,9
W1	48,7	64,6
W2	149,0	66,7
Mélangé		8,9
FPS		912,6
S1	22,0	224,5
S2	1,6	119,0
S3	13,0	265,1
S4	0,2	81,3
S5	23,0	89,1
Mélangé		73,8
FPS_AX*		1058,9
S1	51,0	297,6
S2	7,9	174,7
S3	3,0	188,5
S4	44,1	96,8
S5	8,3	187,0

*Pour le FPS_AX, toute la biomasse a été mélangée et ensuite séparée en cinq individus le mieux possible.

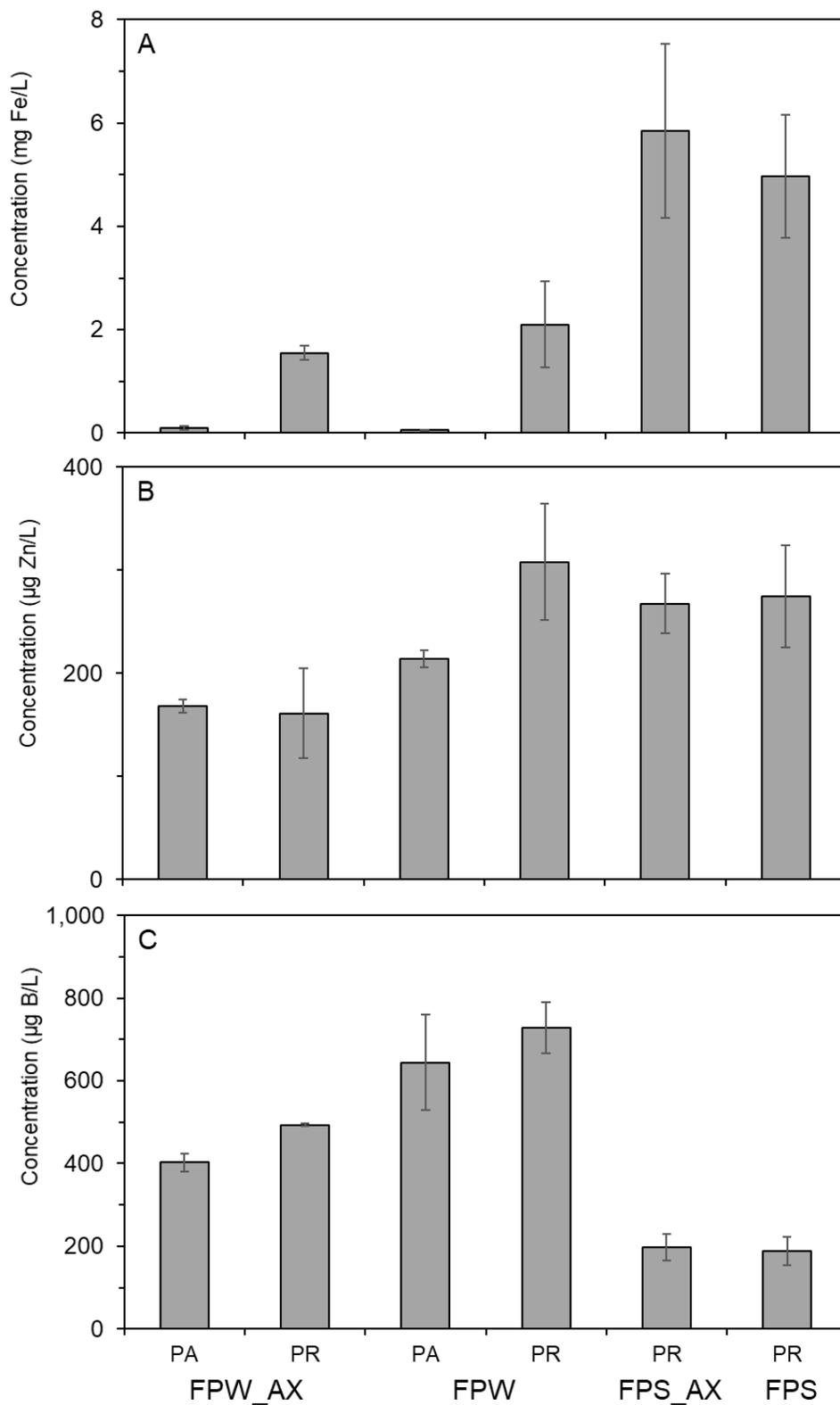


Figure I2 Concentration des métaux dans les parties aériennes (PA) et parties racinaires (PR) des plantes dans les FP lors du démontage : A) concentration en fer, B) concentration en zinc et C) concentration en bore

Tableau I3 Résultats des analyses physiologiques : fluorescence de la chlorophylle, conductance stomatique, transpiration, taux de transport d'électrons

Filtre planté	Unités	Fluorescence de la chlorophylle			Conductance stomatique			Transpiration			Taux de transport d'électrons		
		-	-		mol m ⁻² s ⁻¹	mol m ⁻² s ⁻¹		mmol m ⁻² s ⁻¹	mmol m ⁻² s ⁻¹		μmol m ⁻² s ⁻¹	μmol m ⁻² s ⁻¹	
		Moyenne	Écart type	n	Moyenne	Écart type	n	Moyenne	Écart type	n	Moyenne	Écart type	n
FPW_AX	2021-04-15	0.762	0.016	12	0.0323	0.0203	12	0.375	0.230	12	41.2	6.6	12
FPS_AX	2021-04-15	0.728	0.019	15	0.0366	0.0278	14	0.404	0.342	15	38.0	7.9	15
FPW	2021-04-15	0.749	0.010	12	0.0778	0.0153	12	0.831	0.147	12	43.4	7.2	12
FPS	2021-04-15	0.733	0.025	16	0.0298	0.0105	16	0.364	0.141	16	36.6	10.9	16
Témoin-Sporo	2021-04-20	0.706	0.054	15	0.0710	0.0188	15	0.668	0.168	15	25.9	5.0	15
Témoin-saules	2021-04-20	0.702	0.030	12	0.1149	0.0245	12	1.025	0.192	12	36.8	7.8	12
FPW_AX	2021-04-29	0.711	0.036	12	0.1244	0.0221	12	1.946	0.311	12	99.9	13.4	12
FPS_AX	2021-04-29	0.664	0.029	15	0.0848	0.0235	15	1.505	0.394	15	81.3	12.7	15
FPW	2021-04-29	0.703	0.022	12	0.1145	0.0176	12	1.995	0.277	12	86.5	11.3	12
FPS	2021-04-29	0.634	0.078	15	0.1114	0.0460	15	2.082	0.776	15	104.1	18.3	15
Témoin-Sporo	2021-04-29	0.663	0.063	15	0.0700	0.0349	15	1.417	0.680	15	55.1	20.2	15
Témoin-saules	2021-04-29	0.254	0.077	12	0.1877	0.0521	12	3.803	0.785	12	78.6	22.9	12
FPW_AX	2021-05-06	0.707	0.032	12	0.0721	0.0198	12	1.345	0.329	12	85.0	19.4	12
FPS_AX	2021-05-06	0.659	0.034	15	0.0776	0.0341	15	1.559	0.642	15	84.5	20.2	15
FPW	2021-05-06	0.717	0.032	11	0.0631	0.0131	12	1.317	0.253	12	68.4	16.3	12
FPS	2021-05-06	0.624	0.065	15	0.0967	0.0268	15	2.135	0.577	15	126.4	46.3	15
Témoin-Sporo	2021-05-06	0.575	0.228	15	0.0777	0.0373	15	1.707	0.872	15	53.0	33.0	15
Témoin-saules	2021-05-06	0.422	0.230	12	0.2166	0.0591	12	4.710	1.250	12	115.4	125.1	12
FPW_AX	2021-05-20	0.601	0.087	12	0.0368	0.0137	12	0.589	0.208	12	83.1	15.0	12
FPS_AX	2021-05-20	0.622	0.075	15	0.0725	0.0314	15	1.057	0.389	15	83.2	20.1	15
FPW	2021-05-20	0.665	0.032	12	0.0242	0.0119	12	0.364	0.180	12	59.5	11.1	12
FPS	2021-05-20	0.630	0.061	15	0.0909	0.0762	15	1.238	0.936	15	70.9	17.9	15
Témoin-Sporo	2021-05-20	0.714	0.027	15	0.0274	0.0230	15	0.525	0.428	15	22.0	3.5	15
Témoin-saules	2021-05-20	0.749	0.011	12	0.2563	0.0503	12	3.171	0.492	12	23.7	5.2	12
FPW_AX	2021-06-03	0.555	0.080	12	0.0123	0.0109	12	0.149	0.136	12	44.7	9.0	12
FPS_AX	2021-06-03	0.676	0.055	12	0.2054	0.0940	12	2.078	0.819	12	46.0	8.3	12
FPW	2021-06-03	0.539	0.152	14	0.0254	0.0174	14	0.290	0.190	14	39.7	11.1	14
FPS	2021-06-03	0.681	0.046	19	0.2632	0.1467	19	2.349	1.147	19	40.7	7.8	19
Témoin-Sporo	2021-06-03	0.731	0.035	15	0.0323	0.0215	15	0.285	0.184	15	15.9	2.9	15
Témoin-saules	2021-06-03	0.779	0.007	13	0.2403	0.0754	14	1.629	0.378	14	13.9	3.1	13
FPW_AX	2021-06-17	0.493	0.136	13	0.8214	0.6836	13	7.730	3.173	13	44.9	11.9	13
FPS_AX	2021-06-17	0.685	0.047	12	0.1305	0.2165	12	1.815	3.290	11	53.3	22.7	12
FPW	2021-06-17	0.453	0.135	13	-0.0302	0.0400	13	-0.615	0.775	13	64.4	41.1	13
FPS	2021-06-17	0.653	0.044	17	0.0755	0.0805	17	1.293	1.333	17	72.4	20.3	17
Témoin-Sporo	2021-06-17	0.268	0.289	2	0.2383	0.0568	14	-0.450	0.539	2	12.0	13.0	2
Témoin-saules	2021-06-17	0.690	0.086	14	-0.0178	0.0217	2	4.167	0.947	14	43.7	32.1	14
FPW_AX	2021-06-30	0.695	0.048	7	0.2568	0.0708	7	2.018	0.395	7	40.2	7.2	7
FPS_AX	2021-06-30	0.703	0.032	12	0.2786	0.1775	12	2.200	1.139	12	47.6	9.3	12
FPW	2021-06-30	0.477	0.143	12	0.0212	0.0271	12	0.249	0.318	12	52.3	11.5	11
FPS	2021-06-30	0.675	0.033	15	0.1523	0.1051	15	1.559	0.986	15	76.7	18.8	15
Témoin-Sporo	2021-06-30	0.573	0.117	15	0.0242	0.0362	15	0.394	0.589	15	14.1	5.6	15
Témoin-saules	2021-06-30	0.761	0.006	12	0.3821	0.1095	12	3.810	0.684	12	19.8	4.7	12
FPW_AX	2021-07-15	0.429	0.211	7	0.0631	0.0485	7	1.196	0.833	7	79.5	42.1	7
FPS_AX	2021-07-15	0.452	0.148	12	0.0270	0.0315	12	0.482	0.536	12	53.3	16.7	12
FPW	2021-07-15	0.507	0.193	12	0.0793	0.0664	12	1.532	1.229	12	97.0	41.0	12
FPS	2021-07-15	0.401	0.119	17	0.0156	0.0289	17	0.340	0.604	17	65.8	29.3	17
Témoin-Sporo	2021-07-15	0.552	0.138	16	0.0402	0.1998	16	0.112	1.256	16	20.0	5.9	16
Témoin-saules	2021-07-15	0.761	0.024	12	0.6986	0.2452	12	3.855	1.190	12	17.1	4.7	12
FPW_AX	2021-07-29	0.565	0.081	3	0.1002	0.0232	3	1.777	0.385	3	62.9	11.5	3
FPS_AX	2021-07-29	0.385	0.139	15	0.0252	0.0199	15	0.361	0.271	15	36.2	11.7	15
FPW	2021-07-29	0.648	0.084	10	0.0951	0.0442	10	1.316	0.575	10	52.3	12.3	10
FPS	2021-07-29	0.428	0.073	11	0.0283	0.0265	11	0.369	0.348	11	36.8	7.4	11
Témoin-Sporo	2021-07-29	0.636	0.043	11	0.0266	0.0555	11	0.332	0.681	11	19.0	2.7	11
Témoin-saules	2021-07-29	0.746	0.030	14	0.3342	0.0928	14	2.828	0.560	14	17.2	4.9	14

Tableau I4 Résultats des analyses physiologiques : contenu nutritif mesuré dans les feuilles, concentration des métaux dans les parties aériennes et racinaires lors du démontage

Filtre planté	Unités Date	Contenu nutritif												Concentration des métaux au démontage								
		Sodium			Bore			Fer			Zinc			Bore			Fer			Zinc		
		ppm	ppm	n	ppm	ppm	n	ppm	ppm	n	ppm	ppm	n	µg/l	µg/l	n	µg/l	µg/l	n	µg/l	µg/l	n
FPS_AX	2021-08-16	1638	104	3	52.7	6.0	3	24.0	1.6	3	22.0	0.8	3									
FPS	2021-08-16	2326	249	3	67.7	5.4	3	33.7	15.1	3	29.3	1.2	3									
Témoin-Sporo	2021-08-16	145	19	4	<3			84.0	27.4	4	28.5	6.4	4									
FPW_AX - AÉRIENNE	2021-12-06													403	21	2	105	37	2	168	6	2
FPW_AX - RACINAIRE	2021-12-06													493	4	2	1553	134	2	161	43	2
FPS_AX - RACINAIRE	2021-12-06													197	31	5	5840	1686	5	268	29	5
FPW - AÉRIENNE	2021-12-06													644	115	2	53	1	2	214	8	2
FPW - RACINAIRE	2021-12-06													728	61	2	2095	832	2	308	57	2
FPS - RACINAIRE	2021-12-06													189	34	5	4965	1195	5	275	49	5

Tableau I5 Résultats des analyses physiologiques : extraction de la chlorophylle

Filtre planté	Unités Date	Extraction de la chlorophylle											
		Chlorophylle A			Chlorophylle B			Caroténoïdes			Chlorophylle totale		
		µg/ml	µg/ml	n	µg/ml	µg/ml	n	µg/ml	µg/ml	n	µg/ml	µg/ml	n
FPW_AX	2021-03-19	6.08	1.13	18	1.48	0.20	18	1.32	0.15	18	7.56	1.31	18
FPS_AX	2021-03-19	11.73	3.73	18	1.23	0.53	18	0.86	0.44	18	12.96	4.12	18
FPW	2021-03-19	6.80	1.17	18	1.58	0.37	18	1.50	0.12	18	8.38	1.51	18
FPS	2021-03-19	14.79	4.58	18	1.12	0.51	18	1.66	0.46	18	15.90	4.89	18
FPW_AX	2021-05-17	2.97	0.67	18	1.83	0.15	18	1.87	0.32	18	4.80	0.60	18
FPS_AX	2021-05-17	17.62	4.42	27	1.57	0.57	27	3.30	0.89	27	19.19	4.92	27
FPW	2021-05-17	3.10	0.45	18	1.98	0.28	18	1.59	0.20	18	5.08	0.64	18
FPS	2021-05-17	18.18	4.98	27	1.40	0.36	27	3.36	0.88	27	19.58	5.24	27
FPS_AX	2021-06-28	13.22	3.52	18	1.15	0.25	18	1.27	0.52	18	14.36	3.74	18
FPS	2021-06-28	12.44	3.96	27	1.12	0.49	27	1.29	0.69	27	13.56	4.40	27
FPS_AX	2021-07-15	9.69	4.48	27	1.05	0.59	27	1.13	0.29	27	10.74	5.04	27
FPS	2021-07-15	8.64	3.94	27	0.80	0.25	27	1.09	0.61	27	9.44	4.16	27
FPS_AX	2021-07-29	5.61	3.23	27	0.58	0.46	27	1.22	0.34	27	6.19	3.65	27
FPS	2021-07-29	6.25	2.82	27	0.74	0.54	27	0.87	0.24	27	6.99	3.36	27