

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 ÉTAT DES CONNAISSANCES	7
1.1 Introduction.....	7
1.2 Lois et règlements fédéraux	8
1.3 Loi et règlements provinciaux	9
1.3.1 Programme de réduction des rejets industriels	10
1.3.2 Attestation d'assainissement	11
1.3.3 Caractéristiques des eaux usées des industries agroalimentaires.....	11
1.4 Règlements municipaux sur les eaux usées	12
1.4.1 Prétraitement des eaux	12
1.4.2 Déversement de contaminants	12
1.4.3 Procédure de contrôle	13
1.4.4 Tarif liée à l'assainissement des eaux usées industrielles	14
1.4.5 Normes et exigences des paramètres physico-chimiques	15
1.4.5.1 Huiles et graisses.....	15
1.4.5.2 Le pH	15
1.4.5.3 Demande chimique en oxygène (DCO).....	16
1.5 Méthodes de traitement conventionnelles des eaux usées	16
1.5.1 Traitement par voie aérobie	17
1.5.1.1 Principe de l'aération	17
1.5.1.2 Applications au traitement des eaux usées.....	17
1.5.2 Flottation.....	18
1.5.2.1 Principe de la flottation.....	18
1.5.2.2 Types de flottation	18
1.5.2.3 Applications au traitement des eaux usées.....	21
1.5.3 Séparation par membrane	22
1.5.3.1 Principe de la séparation membranaire	22
1.5.3.2 Les procédés de séparation membranaire	23
1.5.3.3 Colmatage membranaire	26
1.5.3.4 Applications au traitement des eaux usées.....	27
1.6 Analyse des méthodes de traitement.....	29
CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	33
2.1 Description de l'industrie.....	33
2.2 Lieux de prélèvement des échantillons des eaux usées	37
2.3 Génération des eaux usées industrielles.....	38
2.3.1 Volume et débit d'eau	38
2.3.2 Produits chimiques utilisés	38
2.3.3 Caractéristiques des eaux usées	39
2.4 Méthodes d'échantillonnage et codage des échantillons	40
2.5 Méthodes de traitement utilisées.....	41
2.5.1 Tamisage	42

2.5.2	Traitement par voie aérobie : Aération	42
2.5.3	Essais de flottation à air dissous (FAD).....	43
2.5.4	Essais de filtration membranaire.....	45
2.6	Méthodes analytiques.....	47
CHAPITRE 3 RÉSULTATS		49
3.1	Phase 1 : diagnostic de la performance des trappes à graisses et de l'impact de leur vidange.....	49
3.1.1	Suivi du pH	49
3.1.2	Suivi de la température	52
3.1.3	Suivi de la demande chimique en oxygène.....	53
3.1.4	Suivi des huiles et graisses totales et minérales.....	55
	3.1.4.1 Huiles et graisses totales	55
	3.1.4.2 Huiles et graisses minérales	57
3.1.5	Suivi des matières en suspension (MES)	58
3.1.6	Synthèse	59
3.2	Phase 2 : impact de l'installation de tamis en usine sur les caractéristiques des effluents générés	60
3.2.1	Suivi du pH	60
3.2.2	Suivi de la demande chimique en oxygène (DCO).....	64
3.2.3	Suivi des huiles et graisses totales	66
3.2.4	Suivi des matières en suspension (MES)	68
3.2.5	Synthèse	70
3.3	Phase 3 : analyse de l'impact de l'installation de l'aérateur à la trappe à graisse 1	72
3.3.1	Suivi du pH	72
3.3.2	Suivi de la demande chimique en oxygène (DCO).....	74
3.3.3	Suivi d'huiles et graisses totales	75
3.3.4	Suivi des matières en suspension (MES)	76
3.3.5	Synthèse	77
3.4	Phase 4 : la flottation à air dissous (FAD)	77
3.4.1	Suivi du pH	78
3.4.2	Mesure de la DCO avec différents taux de circulation saturée.....	78
3.4.3	Résultats de MES.....	80
3.4.4	Résultats des huiles et graisses totales	81
3.4.5	Synthèse	83
3.5	Phase 5 et 6 : séparation membranaire.....	83
3.5.1	Zone 1	84
3.5.2	Zone 2	85
3.5.3	Synthèse	86
CHAPITRE 4 DISCUSSION		87
CONCLUSION.....		93
ANNEXE I RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DE LA ZONE 1		99

ANNEXE II RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DE LA ZONE 2.....	101
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	103

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Normes maximales à déversement limité selon.....13
Tableau 1.2	Tarifs applicables par l'utilisateur14
Tableau 1.3	Analyse des méthodes de traitement des eaux usées30
Tableau 2.1	Description de la structure des deux trappes à graisses de l'usine36
Tableau 2.2	Points de prélèvements à l'usine.....37
Tableau 2.3	Produit chimique utilisé à l'usine39
Tableau 2.4	Codage adopté pour les prises d'échantillonnages40
Tableau 2.5	Préparation des prélèvements en fonction du pourcentage d'eau pressurisée.....44
Tableau 2.6	Caractéristiques des membranes utilisées.....46
Tableau 2.7	Paramètres analysés, méthodes et matériel.....47
Tableau 3.1	Variation de pH des quatre échantillons des deux trappes à graisses51
Tableau 3.2	Concentration de MES en mg/L avant et après la vidange des deux trappes à graisses58
Tableau 3.3	Mesure d'huiles et graisses totales de la trappe 1 et 2 avant et après la fixation du tamis.....67
Tableau 3.4	Variation de pH avant et après la fixation de l'aérateur au niveau de la trappe 174
Tableau 3.5	Variation de la DCO avant et après la fixation de l'aérateur au niveau de la trappe 174
Tableau 3.6	Variation d'huiles et graisses totales avant et après la fixation de l'aérateur au niveau de la trappe 175
Tableau 3.7	Variation de MES avant et après la fixation de l'aérateur au niveau de la trappe 177
Tableau 3.8	Propriétés physico-chimiques des effluents de la zone 1 et la zone 2 suite à la séparation membranaire UF et NF84

Tableau 4.1	Pourcentage de réduction des paramètres physico-chimiques de la Zone 1.....	89
Tableau 4.2	Pourcentage de réduction des paramètres physico-chimiques de la Zone 2.....	89
Tableau 4.3	Pourcentage de réduction des paramètres physico-chimiques de la Zone 1 Phase 4, 5 et 6	91
Tableau 4.4	Pourcentage de réduction des paramètres physico-chimiques de la Zone 2 Phase 4, 5 et 6	91

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1 Processus de production alimentaire au niveau de l'entreprise	2
Figure 1.1 Principe de flottation naturelle.....	19
Figure 1.2 Principe de flottation à air dissous (FAD)	20
Figure 1.3 Membrane sélective Tirée de Mallevialle, Odendaal et Wiesner (1996).....	23
Figure 1.4 Classification des procédés membranaires en fonction des contaminants Tirée de USEPA (2005)	26
Figure 2.1 Plan de l'usine.....	34
Figure 2.2 Schéma général des deux trappes à graisses	35
Figure 2.3 Schéma de principe pour une trappe à graisse	36
Figure 2.4 Schéma du tamis fixé dans les drains de l'usine.....	42
Figure 2.5 Schéma du montage d'essais de flottation à air dissous	44
Figure 2.6 Schéma du montage d'essais de filtration membranaire (UF et NF).....	45
Figure 3.1 Variations du pH de la trappe à graisse 1 avant et après la vidange.....	50
Figure 3.2 Variations du pH de la trappe à graisse 2 avant et après la vidange.....	50
Figure 3.3 Variation de la température de la trappe à graisse 1 avant et après la vidange.....	52
Figure 3.4 Variation de la température de la trappe à graisse 2 avant et après la vidange.....	52
Figure 3.5 Suivi de la DCO de la trappe à graisses 1 avant et après la vidange	54
Figure 3.6 Suivi de la DCO de la trappe à graisses 2 avant et après la vidange	54
Figure 3.7 Concentrations d'huiles et graisses totales en mg/L des quatre échantillons prélevés avant et après la vidange de la trappe à graisse 1	55
Figure 3.8 Concentrations d'huiles et graisses totales en mg/L des quatre échantillons prélevés avant et après la vidange de la trappe à graisse 2	55
Figure 3.9 Concentrations d'huiles et graisses minérales	57

XVIII

Figure 3.10	Variations de pH avant (a) et après (b) la trappe 1 en fonction du temps avant et après la vidange en présence et en absence du tamis.....	61
Figure 3.11	Variations de pH avant la trappe (a) et après trappe (b) à graisse 2 en fonction du temps, avant et après la vidange en présence et en absence du tamis.....	62
Figure 3.12	Concentration en DCO (mg/L) avant et après la fixation du tamis,	65
Figure 3.13	Suivi de la DCO avant et après la fixation du tamis, avant (a) et après (b) la trappe à graisse 2.....	65
Figure 3.14	Concentrations moyennes d'huiles et graisses totales	68
Figure 3.15	Mesures de MES de la trappe à graisse 1 en présence et en absence du tamis	69
Figure 3.16	Mesures de MES de la trappe à graisse 2 en présence et en absence du tamis	69
Figure 3.17	Mesure de la variation de pH de la trappe 1 en fonction du temps.....	72
Figure 3.18	Résultats de DCO pour P1 (a) et P3 (b) en fonction du pourcentage d'eau pressurisée.....	79
Figure 3.19	Résultats de MES pour P1 (a) et P3 (b) en fonction du pourcentage d'eau pressurisée.....	81
Figure 3.20	Résultats d'huiles et graisses totales pour P1 (a) et P3 (b) en fonction du pourcentage d'eau pressurisée	82

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AV	Avant la vidange
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
DBO5	Demande biologique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
FAD	Flottation à air dissous
FAF	Flottation
HGT	Huiles et graisses totales
HGM	Huiles et graisses minérales
MES	Matière en suspension
MF	Microfiltration
NF	Nanofiltration
NH ⁴⁺	Ammonium
OI	Osmose inverse
P1	Avant la trappe à graisse 1
P2	Après la trappe à graisse 1
P3	Avant la trappe à graisse 2
P4	Après la trappe à graisse 2
pH	Potentiel hydrogène
T°	Température
UF	Ultrafiltration
V	Vidange

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

%	Pourcentage
°C	Degré Celsius
j	Jour
g	Gramme
kg	Kilogramme
kPa	Kilopascal
L	Litre
mol	Mole
m	Mètre
mg	Milligramme
mm	Millimètre
m/s	Mètre/seconde
nm	Nanomètre
µm	Micromètre
mg/L	Milligramme par litre
g/mol	Gramme par mole
tr·min ⁻¹	Tour par minute
min ⁻¹	Par minute
m ³ /an	Mètre cube par ans

INTRODUCTION

L'industrie alimentaire génère chaque année plusieurs milliers de tonnes de matières résiduelles dont l'impact n'est pas minime sur l'environnement. La transformation industrielle des aliments nécessite une énorme quantité d'eau et qui génère des eaux usées très polluées. La maîtrise du traitement des eaux usées issues des activités des entreprises dans le secteur agroalimentaire constitue un enjeu majeur. En effet, plusieurs lois et règlements mettent la pression sur les entreprises afin de les obliger à traiter leurs eaux usées huileuses et riches en matières organiques issues de leurs différentes activités.

Ce projet de recherche est réalisé en collaboration avec l'entreprise alimentaire « X » opérant dans la production de produits alimentaires prêts à manger. L'entreprise utilise quotidiennement plusieurs tonnes de matières premières (produits laitiers, fruits et légumes, fruits de mer, viande, etc.). Durant les activités de production, l'entreprise consomme des ressources en eau et énergie électrique au niveau des lignes de productions. Durant les activités de production, plusieurs lavages sont nécessaires non seulement au niveau des équipements de production, mais aussi pour le plancher de l'usine afin d'assurer un niveau d'hygiène répondant aux standards de l'industrie. Ses produits de nettoyage sont composés de produits chimiques à pH variés. Les eaux usées constituent une problématique d'envergure au niveau de l'entreprise. En effet, avec des rejets qui dépassent les 100 000 m³/année, l'entreprise est soumise à un contrôle de la qualité des eaux rejetées dans les égouts municipaux tous les trois mois par la Communauté métropolitaine de Montréal (Communauté métropolitaine de Montréal, 2013) (Figure 1.1).

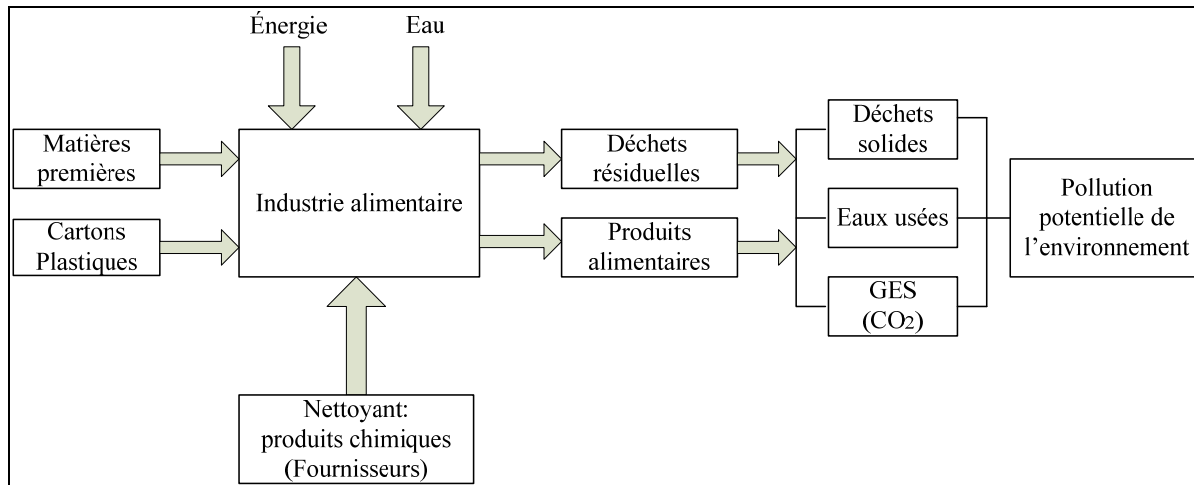


Figure 1.1 Processus de production alimentaire au niveau de l'entreprise

Au cours de la dernière décennie, l'entreprise a connu un développement important de son marché nord-américain. Cette croissance a mis en évidence différentes problématiques en relation directe (ex.: rejets) ou indirecte (ex.: surcroît d'emballage) avec la qualité de l'environnement, dont celle de l'augmentation de sa production de résidus/rejets (déchets) industriels. L'entreprise est soucieuse de l'impact environnemental de ses activités de production et a décidé de développer une démarche globale pour la gestion environnementale. Elle cherche ainsi à trouver de nouvelles alternatives innovantes à mettre en place dans les années à venir pour traiter ses rejets ou encore éviter leur génération pour ainsi répondre aux exigences environnementales municipales, provinciales ou nationales toujours en évolution.

Les eaux usées rejetées par l'entreprise sont considérées comme le premier défi à résoudre dans ce contexte afin de respecter les normes et règlements en vigueur. En effet, malgré l'existence de deux trappes à graisses à l'usine pour le traitement des eaux usées avant le transfert à l'égout municipal, plusieurs paramètres physico-chimiques restent au-dessus de la norme. En effet, l'entreprise utilise différentes matières premières et produits chimiques qui se retrouvent à l'égout municipal. Ce mélange de produits chimiques (nettoyants) et de particules

solides (fromage, pâte, tomates, etc.) rend la détermination et le choix de la méthode de traitement approprié plus difficile.

Problématique de recherche

Les activités de production de l'entreprise « X » génèrent des eaux usées qui sont acheminées vers l'égout municipal. Les règlements municipaux obligent les compagnies à respecter les normes en vigueur concernant les paramètres physico-chimiques suivants : pH, température, Demande chimique en oxygène (DCO), Matière en suspension (MES), Huiles et graisses totales (HGT), et Huiles et graisses minérales (HGM). Actuellement et malgré les efforts déployés par la compagnie pour réduire à la source les déchets liquides et solides (trappe à graisse, réduction à la source, etc.), plusieurs paramètres critiques ne respectent pas la réglementation.

Plusieurs méthodes (solutions) existent dans la littérature et qui montrent le rôle que peut jouer chacune de ces méthodes pour éliminer les problèmes observés. Par exemple, le tamisage est une méthode qui permet de réduire à la source la présence de particules solides dans l'eau et par conséquent engendrer une diminution de la MES et de la DCO. Le traitement biologique par voie aérobie permet d'agir sur la réduction de la DCO et assurer la neutralité du pH (Fdz-Polanco, Villaverde et García, 1994). La flottation est une méthode qui permet d'éliminer les dépassements possibles des termes de MES. La séparation membranaire est connue comme une méthode qui permet de réduire efficacement les problèmes de DCO et de HGT.

La nature des produits rejetés dans les zones de production (zone 1 : cuisines, zone 2 : production et salle de lavage) ne permet pas de prédire l'efficacité de différentes solutions dans chaque zone et dans le contexte spécifique de l'entreprise. Le choix d'une ou des méthodes appropriées est un processus complexe et nécessite des étapes de caractérisation des effluents industriels et d'évaluation d'impact de chaque méthode.

De ce fait, ce projet de recherche permet d'apporter une réponse à la question principale suivante : *quels rôles peuvent jouer les méthodes de traitement (Vidange, Tamisage, Aération, Flottation et Séparation membranaire) pour s'assurer que les eaux rejetées à l'égout municipal respectent la réglementation.*

Objectifs de recherche

L'objectif général de ce projet est de proposer une ou plusieurs méthodes de traitement pour chaque zone afin de ramener les paramètres physicochimiques étudiés (pH, température, DCO, MES, HGT et HGM) à des valeurs qui respectent la réglementation. Pour atteindre cet objectif général, les objectifs spécifiques suivants sont déclinés sous forme de six étapes pour :

- déterminer les valeurs de référence pour les paramètres physico-chimiques étudiés des zones 1 et 2 au niveau des deux trappes à graisses;
- déterminer le niveau d'efficacité de la vidange des deux trappes à graisses après changement de la fréquence de vidange de 6 mois à 1 mois;
- déterminer le rôle que peut jouer le tamisage en présence de la vidange pour respecter les normes en vigueur;
- déterminer l'efficacité de la combinaison des méthodes de tamisage, aération, et vidange mensuelle dans l'élimination des dépassements observés au niveau des paramètres physico-chimiques étudiés;
- caractériser l'efficacité de la méthode de flottation à air dissous sur les effluents prélevés directement dans les zones 1 et 2;
- caractériser l'efficacité de la méthode de séparation membranaire de type Ultra filtre (UF) et Nano filtre (NF) sur les effluents prélevés directement dans les zones 1 et 2.

Ce document est composé de quatre chapitres. Le premier chapitre « ÉTAT DE CONNAISSANCE » présente un portrait général des lois, normes et règlements fédéraux, provinciaux et municipaux ainsi que les méthodes de traitements conventionnelles des eaux

usées. Le deuxième chapitre « MATÉRIEL ET MÉTHODES » décrit le lieu et les méthodes d'échantillonnage ainsi que les protocoles expérimentaux. Le troisième chapitre « RÉSULTATS » expose les résultats obtenus suite à l'exécution des expériences réalisées suivie d'une analyse des observations. Le quatrième chapitre « DISCUSSIONS » présente une étude d'efficacité des différentes méthodes de traitement dans le contexte industriel étudié. La conclusion, les recommandations et les perspectives de recherche sont présentées à la fin du rapport.

CHAPITRE 1

ÉTAT DES CONNAISSANCES

Ce chapitre présente d'abord une mise en contexte afin de situer l'industrie alimentaire au Canada. Par la suite, les lois, normes et les règlements en vigueur sont énumérés pour expliquer la cadre réglementaire en lien avec le traitement des eaux usées. Enfin, les méthodes de traitement conventionnelles des eaux usées sont expliquées avec une emphase sur les travaux récents de recherche portant sur le traitement des eaux usées dans le secteur alimentaire.

1.1 Introduction

La fabrication des produits alimentaires surgelés fait partie du secteur alimentaire. Cette industrie englobe l'ensemble d'activités humaines conduisant à la transformation d'un produit primaire naturel vers un produit fini prêt à être consommé. Elle est considérée comme l'un des plus importants sous-secteurs de cette industrie. Sous l'aspect des échanges commerciaux, l'industrie de la transformation des aliments, au Canada, est reconnue mondialement pour la salubrité et la qualité supérieure de ces produits agroalimentaires.

L'industrie de la transformation des aliments présente un secteur clé de l'économie, et touchant la vie de tous les Canadiens, que ce soit directement ou indirectement. Le Québec est le premier producteur des produits alimentaires au Canada. En 2013, cette industrie représente un chiffre d'affaires de plus de 92,8 milliards de dollars pour l'ensemble du Canada. De plus, cette industrie a un impact économique sur plusieurs secteurs industriels, principalement les secteurs manufacturiers, le transport, et le commerce. Au Québec, le nombre d'emplois dans le secteur agricole a atteint 55 800 en 2014. Concernant la fabrication d'aliments, l'industrie agroalimentaire occupe une place centrale au Québec que ce soit avec le niveau de production ou avec les exportations internationales (Institut du Québec, 2015).

Cette activité industrielle est aussi source de plusieurs problèmes environnementaux. En effet, plusieurs déchets sont générés suite aux activités de transformation. Par ses activités de fabrication, de production ou de lavage des équipements utilisés, l'industrie produit une énorme quantité de matières résiduelles. Les matières que l'on peut retrouver dans les déchets industriels sont composées de déchets solides (matières organiques, plastiques, carton, etc.) et de déchets liquides principalement des « eaux usées ». La caractérisation physico-chimique des eaux usées est essentiellement riche en huiles, organiques et biodégradables, et une tendance générale à l'acidification. Ces eaux se traitent essentiellement par voie biologique dont le milieu peut être carencé en azote et en phosphore (Degrémont, 2005a).

Généralement, le rejet des eaux usées des industries alimentaires est soit acheminé directement dans les canalisations d'égouts municipaux ou collectés dans des trappes à graisses.

Afin d'encadrer les activités des entreprises en matière d'environnement, différentes dispositions réglementaires ont été mises en place. Les sections qui suivent abordent les lois et règlements fédéraux, provinciaux et municipaux qui sont en vigueur.

1.2 Lois et règlements fédéraux

Le Gouvernement du Canada travaille à limiter la contamination des eaux partout au Canada. Chaque année, plus de 150 milliards de litres d'eaux usées non traitées sont rejetés directement dans les cours d'eau. En effet, le Gouvernement du Canada (gouvernement fédéral) a travaillé en collaboration avec les provinces et les territoires à établir les premières normes nationales concernant le traitement des eaux usées : « Règlements sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées » (Gouvernement du Canada, 2014). Ces règlements comprennent les normes minimales à respecter sur la qualité des effluents qui peuvent être atteints au moyen d'un prétraitement.

Le gouvernement fédéral règle la circulation internationale et interprovinciale des déchets dangereux et il est responsable de faire l'inventaire national des rejets de polluants. De plus, il est responsable des substances toxiques avec la Loi canadienne de la protection de l'environnement (Gouvernement du Canada, 2014).

1.3 Loi et règlements provinciaux

En 1978, le Gouvernement du Québec a mis en place un programme d'assainissement, le Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), qui a pour but de rétablir la qualité des eaux, dont les objectifs étaient d'une part pour « *améliorer et conserver la qualité des eaux pour satisfaire les besoins de la population* » et d'autre part pour « *obtenir et maintenir les milieux aquatiques équilibrés permettant aux ressources biologiques d'évoluer normalement* » (Gouvernement du Québec, 1999).

Au fil des ans, le contrôle des rejets industriels et de la pollution agricole prend de plus en plus d'importance. En 1988, le ministère développe une stratégie d'intervention intégrant tous les milieux récepteurs et vise à réduire graduellement les rejets industriels. En effet, cette stratégie vise généralement le secteur industriel rejetant des substances toxiques qui ont le plus d'impact sur l'environnement (Gouvernement du Québec, 2016).

En 1994, le PAEQ a été remplacé par le Programme d'assainissement des eaux municipales (PADEM). En effet, l'exécution des interventions avec les industries a dû se faire dans un contexte particulier caractérisé par l'intervention de réglementation provinciale régissant les effluents industriels. De ce fait, une procédure bien définie est annoncée et qui propose une approche spécifique et adaptée à la problématique environnementale et à la situation financière de l'entreprise (Gouvernement du Québec, 2016).

1.3.1 Programme de réduction des rejets industriels

Les travaux d'assainissement des eaux à exécuter et le degré d'assainissement à atteindre sont variables d'une entreprise à l'autre. Les travaux d'assainissement varient en fonction des problèmes environnementaux existants à régler, de la taille de l'entreprise, du point de rejet des effluents et des normes prescrites (Gouvernement du Québec, 2011).

La génération des déchets après production par les industries est souvent le résultat d'une perte de matières premières dont l'industrie a intérêt à récupérer. Celui-ci lui permet de réduire leur besoin en traitement et élimine un contaminant à la source. Trois étapes sont suivies dans le cadre de mise en œuvre du programme d'assainissement des eaux usées du Québec (Gouvernement du Québec, 2016). La première étape consiste à la sélection des industries appartenant à l'intervention basée sur le niveau de pollution. La deuxième étape comprend l'évaluation des industries attachées à l'intervention. Une industrie est sélectionnée pour un contrôle lorsque ses effluents représentent des taux importants de contaminants (DBO₅, MES et phosphore) comparés aux normes indiquées par la municipalité. En effet, les effluents ne doivent pas contenir des substances toxiques pouvant perturber le fonctionnement des stations d'épuration municipale ou contaminer l'environnement. La troisième étape consiste à élaborer le programme d'assainissement. Une étude d'une proposition d'assainissement comprend généralement *« un résumé de la situation observer, les exigences et les attentes du ministère, les mesures correctrices jugées nécessaires et un calendrier de réalisation harmonisé avec celui des travaux d'assainissement municipaux, mais tenant également compte des activités de production de l'entreprise et de ses capacités financières »*.

En ce qui concerne les mesures correctives, deux types de mesures sont mis en évidence : une mesure qui vise à réduire à la source les quantités de rejets et une mesure qui est destinée à assurer le traitement des effluents résiduels. Le degré de traitement dépend de l'industrie et de son rassemblement à un réseau d'égout. En effet, lorsque l'industrie est reliée à un réseau d'égout aboutissant à une station d'épuration municipale, elle doit traiter ses pour respecter le

règlement municipal. Donc un prétraitement aura lieu pour respecter les exigences municipales telles que l'égalisation du débit, l'ajustement du pH et la diminution de la charge organique (Gouvernement du Québec, 1999).

1.3.2 Attestation d'assainissement

L'attestation d'assainissement est équivalente à un permis environnemental d'exploitation. En effet, sans cette attestation, il est interdit de déposer ou de rejeter un contaminant dans l'environnement suite à une exploitation industrielle pour toute entreprise qui ne détient pas une attestation d'assainissement (Gouvernement du Québec, 2011).

L'attestation d'assainissement est renouvelable aux cinq ans. Elle s'applique aux catégories d'établissements industriels déterminées par décret du gouvernement qui entre en vigueur à la date de sa publication à la Gazette officielle du Québec (Gouvernement du Québec, 2011).

1.3.3 Caractéristiques des eaux usées des industries agroalimentaires

Les entreprises appartenant au secteur agroalimentaire sont classées parmi celles qui génèrent le plus d'eaux de fortes charges organiques dissoutes et en suspension. Plusieurs industriels rejettent des eaux avec un taux élevé de graisses, de phosphore, d'azote et de chlorure de sodium. Durant la production, certaines activités, comme le nettoyage, génèrent des rejets périodiquement acides et basiques provoquant des problèmes de pH. Généralement, les rejets ne contiennent pas de métaux et sont considérés comme biodégradables. Ils peuvent par conséquent être épurés par des traitements biologiques (Gouvernement du Québec, 2011).

Les rejets d'eaux usées doivent être épurés par un traitement biologique, dont les fosses septiques sont suivies d'éléments épurateurs, est conçu pour l'enlèvement de la DBO₅ et de MES. Suite à la mise en place d'un traitement biologique d'eau contaminé, un compteur d'eau équipé d'un indicateur de la consommation cumulative doit être mis en place au niveau de chaque conduite d'alimentation. De plus, ces eaux contaminées doivent être rejetées par

une conduite distincte ou combinées en aval du système de traitement et du poste de contrôle prévu pour réaliser le suivi (Gouvernement du Québec, 2011).

Pour satisfaire une norme de rejet, il est interdit de diluer l'effluent avant le contrôle de représentant du Ministère. Les prises d'échantillonnages et les mesures de débit d'eau doivent être effectuées dans chaque conduite évacuant des eaux usées comportant un regard d'égout. De plus, les rejets des solutions détergentes acides ou basiques doivent être neutralisés sur une longue période pour ne pas nuire au système de traitement des eaux usées.

1.4 Règlements municipaux sur les eaux usées

Pour chaque ville appartenant à un secteur géographique spécifique, une autorisation de raccordement à l'égout est obtenue. Chaque secteur peut avoir des exigences réglementaires particulières telles que l'installation des éléments épurateurs (prétraitement des eaux) avant d'être dirigé directement au réseau public ou le rejet vers un cours d'eau. Dans la suite, les règlements discutés sont en lien avec la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM), lieu de localisation de l'entreprise.

1.4.1 Prétraitement des eaux

Selon le règlement numéro 2013-57 modifiant le règlement numéro 2008-47 sur l'assainissement des eaux, une industrie alimentaire doit s'assurer que les eaux provenant de l'usine et qui sont en contact avec des matières grasses nécessitent un traitement par une trappe grasse, avant d'être déversées dans un ouvrage d'assainissement (Communauté métropolitaine de Montréal, 2013). L'industrie doit s'assurer que les trappes à graisses sont installées, utilisées et entretenues correctement.

1.4.2 Déversement de contaminants

Dans un ouvrage d'assainissement, les eaux usées, contenant un ou plusieurs contaminants, rejetées avec des concentrations ou des quantités supérieures aux normes maximales doivent

être traitées. En effet, il est interdit, en tout temps, de tolérer le déversement d'un ou de plusieurs contaminants identifiés dans le tableau 1.1. De plus, selon l'article 4 de la CMM, « *il est interdit de diluer des eaux usées, pour abaisser les concentrations ou les niveaux de contamination, avant leur déversement à l'ouvrage d'assainissement* » (Communauté métropolitaine de Montréal, 2013).

Tableau 1.1 Normes maximales à déversement limité selon des concentrations et des quantités maximales

Contaminant	Normes maximales selon le type de procédé de traitement de la station d'épuration recevant les déversements	
	Physico-chimique	Biologique
Demande chimique en oxygène (DCO)	800 mg/L	1000 mg/L
Huiles et graisses totales	150 mg/L	150 mg/L
Huiles et graisses minérales	30 mg/L	30 mg/L
Matières en suspension (MES)	500 mg/L	500 mg/L
pH	6.0 à 9.5	6.0 à 11.5
Température	65 °C	65 °C

1.4.3 Procédure de contrôle

Toute entreprise industrielle doit contrôler les eaux usées déversées dans un ouvrage d'assainissement lorsque le débit dépasse 10 000 m³/an. La caractérisation des eaux usées doit être effectuée par un superviseur qui doit identifier le type et le « *niveau de production de l'entreprise* », les « *volumes d'eau d'alimentation et les volumes des eaux usées de l'usine* »; les contaminants existant dans les eaux usées; les méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisées. Les déchets existants dans les eaux usées ainsi que leur concentration doivent être effectués par un laboratoire agréé par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC, 2012).

L'entreprise doit transmettre au responsable de l'application du règlement un rapport contenant la caractérisation des eaux usées. Le rapport doit être transmis dans les soixante jours suivant la prise de l'échantillon. Le superviseur doit valider que les informations contenues dans le rapport sont conformes et que le processus d'échantillonnage des eaux usées respecte les règlements en vigueur (MDDELCC, 2012).

Le suivi des eaux usées pour un établissement, en vertu de l'article 9 de CMM, doit être effectué selon les fréquences bien précises. Par exemple, si le débit est inférieur ou égal à 10 000 m³/an, il faut effectuer un seul contrôle par année. Enfin si le débit 500 000 m³/an, il faut faire un suivi tous les deux mois (Communauté métropolitaine de Montréal, 2013).

1.4.4 Tarif liée à l'assainissement des eaux usées industrielles

Le règlement 2008-47 établit une tarification pour financer le service de traitement des eaux usées industrielles rejetées dans les ouvrages d'assainissement par l'entreprise (Communauté métropolitaine de Montréal, 2013). Le tableau 1.2 présente les tarifs applicables par les industries visées par ce règlement.

Tableau 1.2 Tarifs applicables par l'utilisateur
Adapté de Communauté métropolitaine de Montréal (2013)

Paramètres	tarif
Volume d'eaux usées	52\$/1000 m ³
Matières en suspension	170\$/1000 kg
Demande chimique d'oxygène	22\$/1000 kg
Phosphore total (exprimé en P)	4 051\$/1000 kg
Dose d'alun	6 050\$/mg al ³⁺ /L par jour (maximum 14 750 \$ par jour)

Ces tarifs ne sont pas applicables à une entreprise qui rejette dans les ouvrages d'assainissement un volume d'eaux usées industrielles inférieur à 100 000 m³ par an.

Un crédit sur ce tarif est appliqué à l'entreprise selon les paramètres suivants (Communauté métropolitaine de Montréal, 2013) :

- pour les matières en suspension : sur les premiers 123 mg/L;
- pour la demande chimique d'oxygène : sur les premiers 204 mg/L.

1.4.5 Normes et exigences des paramètres physico-chimiques

Il existe deux types de normes applicables : la norme de rejet moyenne et la norme de rejet quotidienne. Généralement, la norme de rejet quotidienne est plus élevée que la norme de rejet moyenne. En effet, la relation qui existe entre la norme de rejet quotidienne et la norme de rejet moyenne prend en considération la variabilité intrinsèque de l'effluent. Les normes et les exigences de rejet applicables aux industries agroalimentaires hors réseau peuvent varier selon la variabilité observée des effluents de l'industrie (Gouvernement du Québec, 2016).

1.4.5.1 Huiles et graisses

La majorité des entreprises agroalimentaires présente un effluent riche en huiles et graisses qui peut être synthétique ou d'origine animale, végétale ou minérale. La polarité de ces composés est un indice de leur origine, car généralement, les huiles et graisses d'origine animale et végétale sont des acides gras, donc polaires. Cependant, les hydrocarbures d'origine minérale sont non polaires. Les normes en huiles et graisses pour les entreprises agroalimentaires sont égales à 150 mg/L. Cette norme ne représente pas une contrainte additionnelle par rapport à la situation actuelle. Elles permettent cependant le maintien des acquis sans obliger les entreprises à faire des efforts supplémentaires pour l'enlèvement des huiles et graisses (Gouvernement du Québec, 2016).

1.4.5.2 Le pH

Le pH exigé pour les entreprises agroalimentaires doit être entre 6 et 9.5. Cette norme est exigée dans différents règlements et directives sous la responsabilité du ministère du

Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC, 2012).

1.4.5.3 Demande chimique en oxygène (DCO)

Généralement, les paramètres DBO₅ et DCO des eaux usées générées par l'industrie agroalimentaire sont de 10 à 100 fois plus élevées que les eaux usées d'origine municipale. Un suivi de la DCO est demandé aux entreprises pour s'assurer que ces effluents ne sont pas contaminés. Une concentration supérieure à 500 mg/L est une indication que l'eau risque d'être contaminée. Dans ce cas, l'entreprise devra chercher les causes du dépassement de cette concentration cible et proposer les correctifs appropriés le plus rapidement possible (Gouvernement du Québec, 2016).

1.5 Méthodes de traitement conventionnelles des eaux usées

Les industries agroalimentaires rejettent des effluents spécifiques et riches en matières organiques. Le choix de la méthode de traitement de l'effluent varie selon la nature des polluants à éliminer et l'objectif à atteindre pour respecter la norme des paramètres physico-chimiques (Gugała, Zarzecka et Sikorska, 2014; Julien et Safferman, 2015; Kong et al., 2016; Kotsanopoulos et Arvanitoyannis, 2015). Compte tenu des coûts des divers traitements, les entreprises cherchent un traitement efficace à un coût réduit. Souvent, un prétraitement est nécessaire pour éliminer à la source certains déchets. Les méthodes de prétraitement fréquemment utilisées sont : le dégrillage, le tamisage, le déshuilage, et l'aération (Degrémont, 2005a). D'autres méthodes plus avancées (flottation et séparation membranaire) sont développées pour trouver le traitement le mieux adapté selon la nature de l'effluent et selon l'efficacité et l'efficacité voulues (Gugała, Zarzecka et Sikorska, 2014; Jamaly, Giwa et Hasan, 2015; Padaki et al., 2015).

1.5.1 Traitement par voie aérobie

1.5.1.1 Principe de l'aération

La présence d'odeurs désagréables est également un problème typique et qui est due la présence de gaz (sulfure d'hydrogène) produits par la décomposition anaérobie de la matière organique (Kong et al., 2016). Les systèmes d'aération augmentent le niveau d'oxygène dans l'eau et aident à la réduction de boues. Elles apportent de l'oxygène aux micro-organismes aérobies pour éliminer biologiquement les matières solides existantes dans l'eau afin d'induire une homogénéisation et un brassage suffisant de façon à assurer un contact renouvelé entre l'eau oxygénée, le milieu vivant et ces éléments polluants (Degremont, 2005b). Différents systèmes d'aération utilisés peuvent être classés en trois catégories, soit les aérateurs de surface, de fond et par air à surpression (insufflation d'air).

1.5.1.2 Applications au traitement des eaux usées

Très récemment, Ghimpusan et al. (2016) ont démontré que la présence d'un traitement biologique aérobie peut entraîner une diminution de la DCO qui peut atteindre 92 % lors du processus de traitement des eaux usées issues de l'industrie agroalimentaire (préparation de thon, tomate basilique et olives). Le pH de l'effluent à l'entrée présente des valeurs acides situées entre 3.5 et 5.5. Le pH migre vers des valeurs plus proches de la neutralité, présentant des valeurs situées entre 6,42 et 7,22. Ces valeurs demeurent inchangées malgré l'ajout d'une étape d'ozonation et une membrane supplémentaire (Ghimpusan et al., 2016). Par ailleurs, Ghimpusan et al. (2016) ont constaté que la diminution de la concentration de DCO est accentuée lorsqu'on applique l'ozonation et une membrane UF supplémentaire, le taux de diminution passe de 75 % à 90 % (Ghimpusan et al., 2016).

Benyamina (1996) a réalisé une étude sur l'influence d'un lagunage aéré localisé à Rethondes, France. L'étude a montré une diminution de la DCO (15.4 %), de la DCO dissoute (12 %) et de MES (37 %). De plus, la recirculation permet d'améliorer le rendement

des NH_4^+ dissous de 10 % et génère une augmentation de l'oxygène dissous de 100 % (Benyamina, 1996).

1.5.2 Flottation

1.5.2.1 Principe de la flottation

La flottation est un procédé de séparation entre les trois phases solide, liquide et gaz et qui s'applique à des particules (phase dispersée) dont la masse volumique est inférieure à celle du liquide (phase continue) qui les contient (Rubio, Souza et Smith, 2002). Ces particules (solides ou liquides) se lient à des bulles de gaz pour former des agrégats (boues flottées) moins denses que le liquide dont elles constituent la phase supérieure. Ce procédé fait appel à la différence de masse volumique entre les agrégats et l'eau présente pour le traitement. Trois cas peuvent être distingués :

- 1^{er} cas : si la différence de masse volumique entre la phase dispersée et la phase continue est naturellement suffisante pour la séparation, la flottation est dite naturelle;
- 2^e cas : si la masse volumique entre la phase dispersée et la phase continue est insuffisante pour la séparation dont elle met en œuvre des moyens extérieurs pour améliorer la séparation, la flottation est dite assistée;
- 3^e cas : si la masse volumique de la particule est supérieure à la phase continue (liquide), est artificiellement réduite pour provoquer la flottation. Ce procédé mis en œuvre dépend des caractéristiques physico-chimiques et hydrodynamiques entre les trois phases solides, liquide et gaz, la flottation est dite provoquée (Degrémont, 2005a).

1.5.2.2 Types de flottation

Suivant les diamètres des bulles utilisées pour effectuer la séparation, deux grands types de flottation peuvent être distingués : la flottation à air induit (flottation naturelle et flottation assistée) et la flottation par microbulles (flottation à air dissous (FAD) ou (DAF)) (Rubio, Souza et Smith, 2002).

- La flottation à air induit

Ce procédé est principalement utilisé en minéralurgie et dans les procédés huilages d'eaux résiduelles pour la séparation de graisses dispersées (industrie agroalimentaire : eau usée huileuse). Il est généralement distingué par l'approbation des microgouttes entre elles dont la différence de la masse volumique est naturellement minimale et favorable à la séparation (Degrémont, 2005a).

La dispersion d'air au sein de la masse liquide peut-être réalisée par une agitation mécanique. Il s'agit d'une injection des bulles d'air au sein de la masse liquide. Une forte agitation peut créer des fines bulles de 0.2 à 2 mm de diamètre. Le flotteur comporte généralement deux zones, une zone de brassage et d'émulsion et une zone plus calme de flottation naturelle (Figure 1.4).

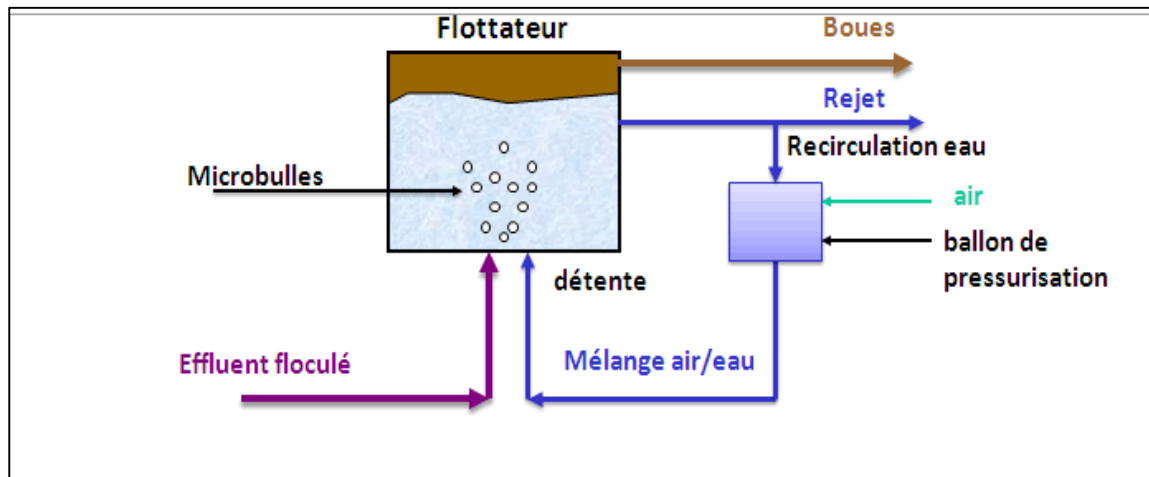


Figure 1.1 Principe de flottation naturelle

La dispersion d'air au sein de la masse liquide peut-être réalisée aussi par distributeurs poreux. L'air est insufflé par des diffuseurs avec des bulles relativement grosses (2 à 4 mm) en traversant des orifices provoquant une turbulence de façon à séparer les particules lourdes, minérales ou organiques, agglomérées avec les graisses (Jamaly, Giwa et Hasan, 2015).

- La flottation par microbulles

Ce procédé est normalement utilisé en traitement des eaux. Il est bien adapté au traitement de floccs souvent fragiles et de densité relativement faible généralement constitués d'hydroxydes et/ou de produits organiques. Cette flottation repose sur la production de bulles d'air moyennes de 2 à 4 mm, de bulles fines de quelques centaines de μm à 1 mm et de microbulles de 40 à 70 μm de diamètres afin d'augmenter la concentration en bulles et de garder une faible vitesse ascensionnelle des bulles et avec un rendement de séparation maximal (Jamaly, Giwa et Hasan, 2015). En effet, les fines bulles peuvent être produites par les méthodes suivantes :

- **Flottation chimique** : elle est surtout utilisée pour le traitement des eaux usées. Les bulles peuvent être obtenues suite à la fermentation des matières organiques ou à l'acidification d'une solution de carbonate. Celui-ci dépend de la nature de l'effluent.
- **Flottation à air dissous (FAD)** : elle est provoquée en utilisant des microbulles de 40 à 70 μm de diamètres dont ils sont obtenus par détente d'une solution riche en air sous une pression de quelques bars (Figure 1.5).

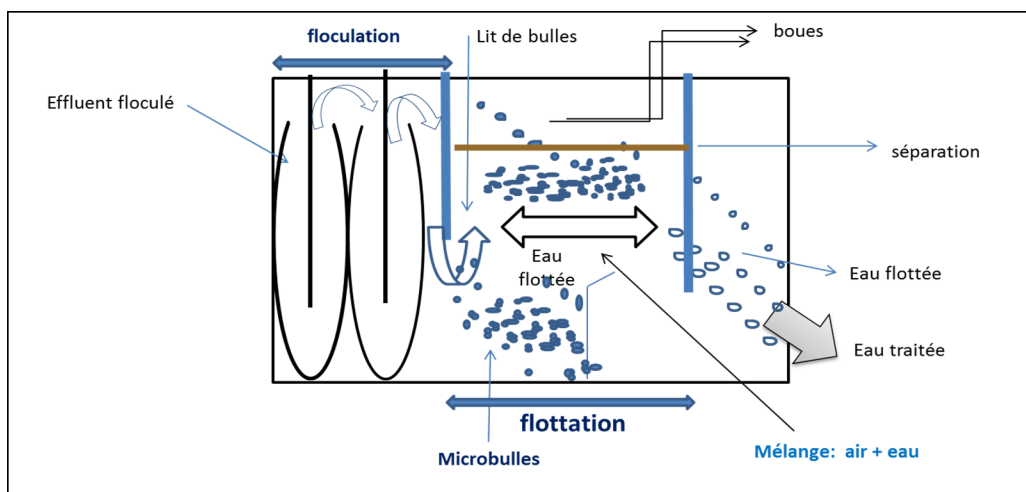


Figure 1.2 Principe de flottation à air dissous (FAD)

La pressurisation constitue la technique la plus répandue pour la production de microbulles. Selon la loi de Henry, les bulles sont obtenues suite à la mise en contact de l'eau avec de l'air sous une pression de quelque bar dans un ballon de pressurisation dans lequel l'air se dissout. En pratique, la saturation d'air dissout dans l'eau à différente concentration à une influence bien définie sur le volume des bulles produites. En effet, cette méthode est composée de trois phases, une phase pour la formation des bulles de gaz de petites tailles. La deuxième phase est considérée lors de l'attachement des bulles de gaz aux matières en suspension. La dernière phase est la séparation des matières en suspension des eaux usées. Le flotteur est utilisé avec une certaine pression pour soulever les matières existantes. L'efficacité de cette méthode de séparation des solides dépend principalement de l'ajout de la pressurisation et de l'argent flocculant (Degrémont, 2005a).

1.5.2.3 Applications au traitement des eaux usées

Kong et al. (2016) ont démontré que le phénomène de flottation diminue significativement la concentration de certains paramètres physico-chimiques contenus dans les eaux usées. En effet, une diminution de la concentration d'HGT et de MES ont été enregistrée et correspondent à 81,4 % et 69,2 % respectivement (Kong et al., 2016). Des travaux sur un processus expérimental ont démontré que la flottation permet de réduire la concentration moyenne l'effluent de l'huile à 300 mg/L pour des eaux usée avec une concentration d'huile qui était au départ entre 3000 à 14000 mg/L (Yu, Han et He, 2013).

Falletti et al. (2015) ont réalisé une étude sur le traitement des eaux usées d'une industrie alimentaire italienne. La teneur de la DCO avant traitement était de 9657 mg/L COD et la DBO de 7848 mg/L. La teneur HGT était quant à elle de 308 mg/L. Après traitement par la méthode de FAD, la DCO a diminué de 64 % de la DCO. De plus, la DBO a été réduite de 70 %. Enfin, l'H et G totales ont diminué de 65 % (Falletti et al., 2015).

Hamia et al. (2007) ont étudié l'impact de la flottation à air dissous sur la performance de traitement des eaux usées d'une raffinerie. Les résultats ont révélé qu'en présence de charbon

actif avec une concentration variable, le taux d'élimination de la DCO peut atteindre 92,5 %, alors que le taux d'élimination de la DBO peut atteindre 94 % (Hami, Al-Hashimi et Al-Doori, 2007).

1.5.3 Séparation par membrane

1.5.3.1 Principe de la séparation membranaire

Une membrane est une barrière composée de trous microscopiques appelés « pores » pour laisser passer l'eau. La séparation par membrane est utilisée pour empêcher, en fonction de la grosseur des pores, des particules ou des microorganismes susceptibles de traverser la membrane. Les membranes présentent souvent une forme assimilée à la géométrie des modules qui peuvent être de types plans, feuillets ou tubulaire. Les membranes planes sont de type rigide. La couche sélective est déposée sur un support. Elles n'ont pas de résistance mécanique lorsque la pression est appliquée dans le sens contraire. Les membranes tubulaires peuvent être sous forme d'un seul canal ou de plusieurs canaux dont ils sont regroupés en parallèle dans un module. Elles sont souvent de nature minérale. Elles sont moins sensibles au colmatage, mais coûteuses. Les membranes à fibres creuses sont présentées dans une enveloppe sous forme d'un ensemble de fibres. Elles sont souvent de nature organique. La couche active et la sous-couche poreuse sont liées l'un à l'autre, ce qui permet de filtrer dans les deux sens. Ce système est peu coûteux et présentant de faibles risques de colmatage (MDDELCC, 2012).

Les membranes sélectives sont présentées sous forme de films minces (0,05 mm à 2 mm), permettant l'arrêt ou le passage des substances entre les deux milieux qu'elles séparent (Figure 1.6) en fonction d'une force motrice de transfert. Cette résistance « *peut être un gradient de pression, un gradient de potentiel électrique ou un gradient de potentiel chimique, souvent assimilé à un gradient de concentration* » (Degrémont, 2005b).

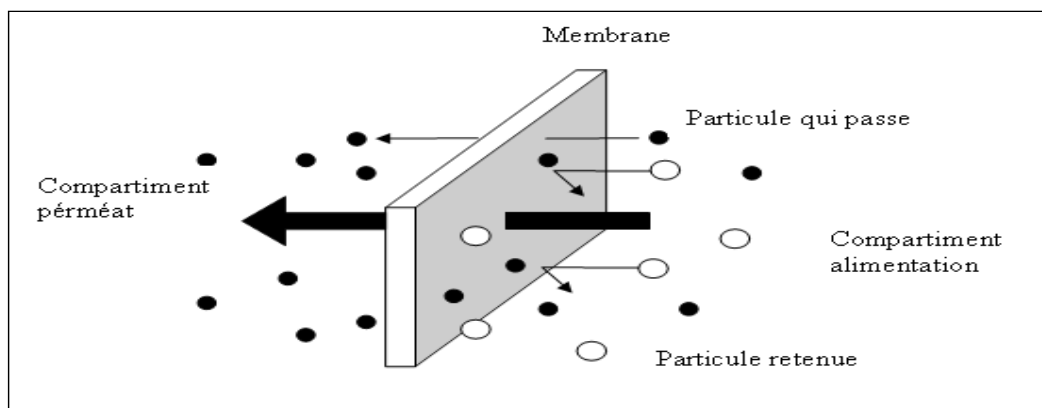


Figure 1.3 Membrane sélective

Tirée de Mallevalle, Odendaal et Wiesner (1996)

Les critères de sélection d'un procédé de séparation membranaire dépendent des caractéristiques des membranes (dimension, forme, nature chimique, état physique, charge électrique, etc.) et des conditions hydrodynamiques d'opération (Mallevalle, Odendaal et Wiesner, 1996).

1.5.3.2 Les procédés de séparation membranaire

Parmi les procédés de séparation membranaire les plus utilisés, on distingue la filtration et la technique d'osmose. Ces procédés sont appliqués suite au transport des matières à travers la membrane par un gradient de pression spécifique, soit la filtration par différents types de membrane.

Les techniques de filtration membranaire ont recours à des membranes qui diffèrent selon leurs structures poreuses, et donc par la taille des particules et des molécules qui les composent. Cela est expliqué ci-dessous, les membranes de microfiltration (MF), d'ultrafiltration (UF) et de nanofiltration (NF) qui éliminent les particules et les matières dissoutes (Edzwald, 2011). L'élimination des particules génère un déséquilibre des minéraux, qui peut augmenter le niveau de corrosion de l'eau traitée. Après le traitement, un ajustement du pH et de l'alcalinité est nécessaire pour contrôler le niveau de corrosion (Health Canada, 2016)

- **Microfiltration (MF)**

La microfiltration (MF) concerne généralement les particules en suspension. Elle est capable de retenir des particules plus grandes que $0,1\ \mu\text{m}$. Elle laisse passer presque toutes les particules dissoutes et n'arrête que les matières solides (Degrémont, 2005b). Dans la pratique, ce type de membrane est utilisé lorsqu'on procède à la clarification du milieu, en éliminant les protozoaires et les colloïdes. Ces membranes permettent aussi de retenir en bonne partie les micro-organismes tels que les bactéries. La pression d'opération en MF est relativement faible ($< 350\ \text{kPa}$) alors que les débits de perméat sont élevés (10^{-2} à $10^{-4}\ \text{m/s}$). La microfiltration peut aussi servir de prétraitement pour la NF. Le procédé de la microfiltration doit tenir compte des caractéristiques des membranes et de leur facilité au colmatage. De ce fait, la membrane doit être choisie en fonction du rendement de l'opération et de la facilité du colmatage (Gugała, Zarzecka et Sikorska, 2014; Kotsanopoulos et Arvanitoyannis, 2015).

- **Ultrafiltration (UF)**

La taille des pores des membranes d'UF est moins élevée que celles des membranes de MF et comprises entre 1 et 50 nm qui sont des membranes asymétriques ou composites (Figure 1.6). Elles laissent passer les molécules organiques et les sels minéraux et n'arrêtent que les macromolécules. La pression d'opération en UF reste assez faible (entre 50- 500 kPa) et les débits volumiques en perméat sont moins élevés qu'en MF. Les membranes d'UF permettent aussi d'enlever les particules et les colloïdes. De plus, étant donné la taille des pores certaines membranes d'UF sont capables d'enlever aussi certains virus (Kotsanopoulos et Arvanitoyannis, 2015).

- **Nanofiltration (NF)**

Les membranes de NF sont des membranes d'osmose inverse (OI) qui sont fabriquées habituellement à partir de polymères. Selon les dimensions des pores, la membrane NF ne

laisse pas passer les solutés organiques de taille supérieure à 300 g/mol et les ions multivalents (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Mn^{+2} , Fe^{+2}), ce qui fait de la NF un excellent choix pour le traitement des eaux souterraines (United States Environmental Protection Agency, 2005). Pour rendre la filtration possible, la membrane NF doit être alimentée à pression plus élevée que l'UF et la MF (Figure 1.6). La pression d'opération en NF varie de 500 à 1500 kPa. Les membranes de NF permettent aussi un de diminuer la concentration en carbone organique total (COT). De plus, les ions monovalents sont attachés partiellement par les membranes de NF, phénomène qui limite l'augmentation de la pression osmotique. Ce qui ramène à obtenir une purification vis-à-vis de leurs polluants organiques (Kotsanopoulos et Arvanitoyannis, 2015).

- **Osmose inverse (OI)**

La technique de l'osmose inverse (OI) utilise des membranes denses qui laissent passer les molécules d'eau et retiennent la quasi-totalité des sels. L'osmose est un phénomène qui tend à équilibrer la concentration en solutés (particulièrement les sels) de part et d'autre d'une membrane semi-perméable. Si deux solutions de concentration différente sont placées à travers la membrane filtre, l'eau franchira la membrane par osmose jusqu'à ce que les concentrations s'équilibrent. La différence de concentration crée une pression, appelée « pression osmotique ». La membrane semi-perméable laissera passer le solvant pour équilibrer la concentration. Pour inverser le passage du solvant et augmenter la différence de concentration, il faut appliquer une pression supérieure (une pression hydrostatique) qui dépasse la pression osmotique (Kotsanopoulos et Arvanitoyannis, 2015).

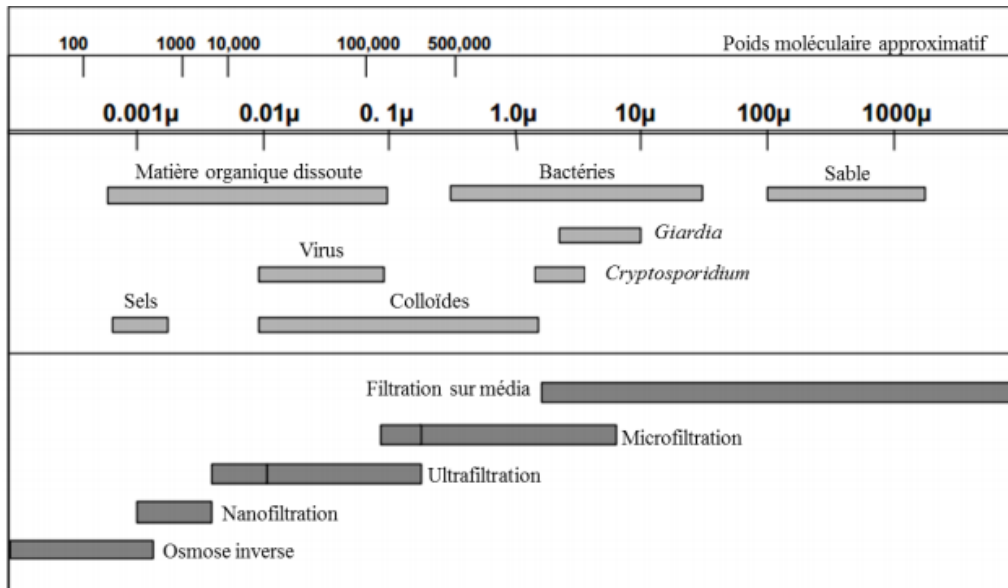


Figure 1.4 Classification des procédés membranaires
en fonction des contaminants
Tirée de USEPA (2005)

1.5.3.3 Colmatage membranaire

Le colmatage (encrassement) des membranes est considéré comme la plus grande problématique lors d'une filtration membranaire. En effet, lors de la filtration les contaminants qui seront retenus par la membrane s'accumulent du côté où l'eau est alimentée ce qui entraîne l'obstruction des pores de la membrane et diminue sa capacité de filtration. Par conséquent, elle réduit le flux d'écoulement, augmente la pression d'opération afin de garder un débit constant et modifie la sélectivité des membranes.

Le but du lavage, mécanique, chimique ou enzymatique, est de retrouver les caractéristiques initiales des membranes. Néanmoins, les membranes nettoyées ne retrouvent jamais les caractéristiques initiales des membranes et elles ont toujours plus ou moins tendance à se dégrader (Alfa, 2008).

Pour avoir des conditions de colmatage efficace, il est nécessaire d'établir le choix des agents de nettoyage à partir de la nature et la structure des éléments qui colmatent la membrane.

En effet, la détermination de la nature de ces éléments est effectuée en fonction de la composition physico-chimique du fluide filtré, de la nature et de la perméabilité de la membrane, ainsi que des conditions d'opération. Les éléments de colmatage peuvent être classés en déchets solubles dans l'eau et en déchets non solubles dans l'eau (microorganisme, protéines, colloïde, etc.). De ce fait, suivant les matériaux composants la membrane et la nature des résidus colmatant différents produits de nettoyage peuvent être utilisés (Alfa, 2008) :

- produit acide : l'acide phosphorique et l'acide nitrique participent à la dissolution de précipités de sels minéraux,
- produit alcalin : la soude et la potasse solubilisent les protéines et saponifient les matières grasses,
- solution enzymatique : la formule des produits utilisés exige l'utilisation de ces enzymes : lipase, amylases, protéases et cellulases sont utilisées pour le nettoyage des membranes en acétate de cellulose,
- produits tensioactifs : anionique et non ioniques sont généralement les plus efficaces, permettent d'augmenter la mouillabilité de la surface filtrante et favorise le contact entre l'agent de nettoyage et le dépôt.

1.5.3.4 Applications au traitement des eaux usées

L'application des méthodes basée sur la séparation membranaire est de plus en plus utilisée de nos jours dans une large gamme d'applications (deminéralisation, le dessalement, la stabilisation, la séparation, la désacidification, la réduction de la charge microbienne, la purification, etc.) dans les industries alimentaires (Kotsanopoulos et Arvanitoyannis, 2015).

Urista et al. (2013) ont étudiés deux types de membranes d'ultrafiltration avec des géométries différentes (polymère spiral et céramique tubulaire) utilisés pour traiter les eaux usées d'une industrie alimentaire. La membrane polymère a révélé un comportement d'encrassement fort alors qu'il est faible avec la membrane en céramique. La membrane en céramique présentait

une stabilité plus élevée au cours des opérations de filtration. Un degré élevé de purification des eaux usées a été obtenu par la membrane en céramique (Urista et al., 2013).

Ghimpusan et al. (2016) ont suivi la variation de certains paramètres comme DCO, le pH, MES, azote total, azote spécifique et des agents tensioactifs totaux en présence d'une membrane d'ultrafiltration avec trois modules de types filtres creuses afin de déterminer le meilleur mode de fonctionnement. Les résultats ont montré que l'introduction des trois modules après les processus d'épuration habituels permet une amélioration drastique des paramètres étudiés de l'eau traitée. Toutefois, la DCO demeure au-dessus des limites de la législation appliquée (Ghimpusan et al., 2016).

Afonso et Yanez (2001) ont déterminé les caractéristiques de l'effluent agroalimentaire (production de farine de poisson) à la fois avant et après le passage à travers la MF. Ils ont conclu que la membrane réduit la teneur en huile et la graisse. Cependant, une grande partie de la matière en suspension restait dans l'effluent après la MF (Afonso et Yan~ez, 2001). La nanofiltration, de l'effluent après microfiltration, a permis de réduire davantage la teneur en huiles et graisse. La concentration de HGT du flux du perméat a chuté de 21 %.

Selon Jamaly, Giwa et Hasan (2015), une technologie combinée des deux méthodes, flottation et filtration, s'avère être la méthode la plus efficace pour le traitement des eaux usées issues des industries agroalimentaires. En effet, le taux d'élimination de HGT et DCO, est de l'ordre de 99,9 % et 99,2 % respectivement (Jamaly, Giwa et Hasan, 2015). De plus, Zhu et al. (2014) ont prouvé que le traitement par filtration membranaire est le plus efficace pour le traitement des eaux usées huileuses (Zhu, 2013).

Galambos et al. (2004) ont étudié le rôle que peut jouer l'osmose inverse (OI) ou la nanofiltration pour diminuer la DCO d'eaux usées provenant de l'industrie alimentaire (Galambos et al., 2004). Le taux de la DCO obtenu du perméat de la NF est plus élevé que celui de l'OI. Fakhru'l-Razi et al. (2009) ont également fait savoir que le traitement biologique des eaux usées peut être rentable et respectueux de l'environnement et il convient

de le combiner avec un traitement physique, comme la filtration sur membrane (Fakhru'l-Razi et al., 2009).

1.6 Analyse des méthodes de traitement

Plusieurs méthodes de traitement des eaux usées industrielles sont actuellement utilisées : aération, flottation, séparation membranaire, etc. dans le contexte d'industrie agroalimentaire. Les problèmes souvent observés sont en lien avec les odeurs, mais aussi avec un dépassement de certains paramètres physicochimiques tels que la DCO, MES, NH_4^+ , oxygène dissous, HGT, pH, DBO (Tableau 1.2). L'efficacité des méthodes de traitement des eaux usées dépend de la nature de l'activité industrielle et le type de déchets. L'évaluation de la technologie la plus efficace dépend de nombreuses considérations, y compris la qualité des eaux usées traitées, le coût du traitement, l'impact environnemental, et la consommation d'énergie.

Tableau 1.3 Analyse des méthodes de traitement des eaux usées

Méthode	Problème traité	Résultat (Avantages)	Contexte industriel	Références
Traitement biologique aérobie	DCO, DCO dissoute, MES, NH_4^+ , Oxygène dissous	Diminution de la DCO, DCO dissoute, MES, amélioration du rendement des NH_4^+ . Augmentation d'oxygène dissous	Lagunage	(Benyamina, 1996)
	pH, MES, DCO	Réduction de la DCO, pH, MES	Préparation de thon, tomate basilique et olives	(Ghimpusan et al.)
Flottation	HGT, DCO, DBO	Réduction de la DCO, DBO et HGT	Industrie alimentaire	(Falletti et al., 2015)
	Huile	Réduction de la concentration d'huile	Essai en laboratoire	(Yu, Han et He, 2013)
	DCO, DBO	Réduction de DCO et DBO	Raffinerie	(Hami, Al-Hashimi et Al-Doori, 2007)
Ultrafiltration	DCO, pH, MES, Azote total	Réduction de DCO, pH, MES, Azote totale	préparation de thon, tomate basilique et olives	(Ghimpusan et al.)
	Colmatage	Degré élevé de purification	Industrie alimentaire	(Urista et al., 2013)
Nanofiltration	DCO	Réduction de DCO	Industrie alimentaire	(Galambos et al., 2004)
	HGT	Réduction de la teneur en HGT	Production de farine de poisson	(Afonso et Yanñez, 2001)
Flottation et filtration	HGT et DCO	Réduction de HGT et DCO	Industrie agroalimentaire	(Jamaly, Giwa et Hasan, 2015)

Dans l'industrie alimentaire, les eaux usées sont généralement chargées en nutriments. La mise en place d'un système d'aération permet d'augmenter le niveau d'oxygène dans l'eau et de réduire la teneur en matière organique due à sa dégradation par voie biologique. Le pH de l'eau usée produite est également moins acide suite au traitement. La voie biologique, qui inclue aussi l'installation d'un décanteur, permet par ailleurs de réduire la teneur en MES des eaux usées. La flottation et plus spécifiquement la flottation à air dissous (FAD) est souvent la méthode la plus utilisée dans le contexte d'industrie alimentaire. Elle permet de diminuer spécifiquement le MES de la DBO₅ et de la DCO particulaire. Finalement, la séparation membranaire présente une meilleure efficacité pour traiter les problèmes de la DCO, MES, HGT. Toutefois, elle génère un rétentat.

CHAPITRE 2

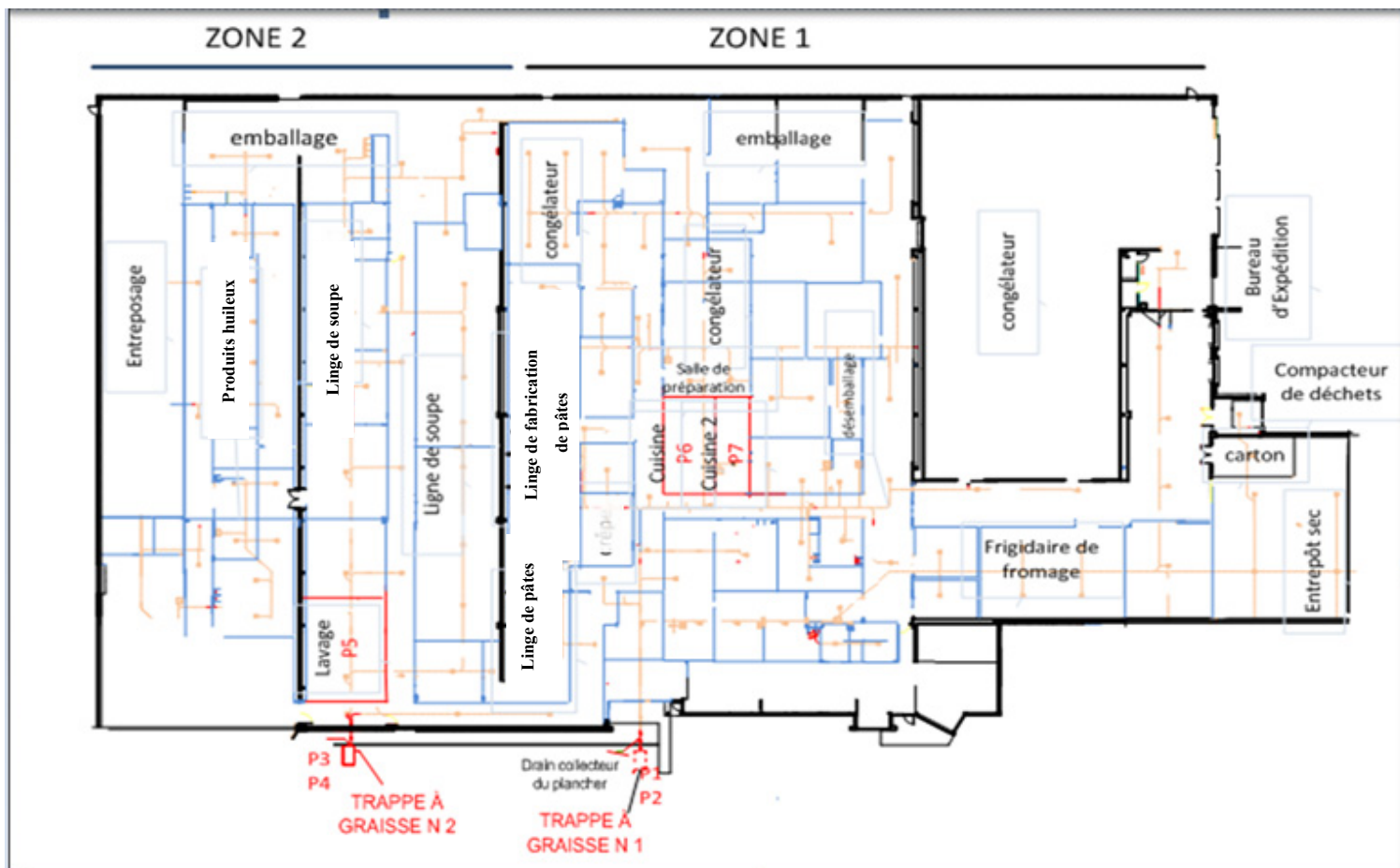
MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Description de l'industrie

L'industrie « X » étudiée prépare quotidiennement une multitude de produits cuisinés prêts à être consommés. L'usine est divisée principalement en deux zones de production. La première zone inclut un espace de bureaux, une ligne de produit huileux, deux lignes de soupes et une salle de lavage. La deuxième zone inclut une ligne de pâtes, deux cuisines et des salles de préparation. De plus, à la fin de chaque ligne, un espace de congélation temporaire est réservé pour stocker les produits avant l'étape d'emballage. Finalement, des espaces de stockage sont aménagés pour les matières premières, les produits finis, les dépotoirs de déchets alimentaires, ainsi qu'un compacteur de cartons et de plastiques (Figure 2.1).

L'entreprise utilise de nombreux équipements pour la préparation des aliments tels que des mélangeurs, des doseurs, des fours de cuisine, des tables de travail et des convoyeurs pour le transport. On y trouve aussi des chambres de réfrigération pour la conservation temporaire des aliments et des machines dédiées. De plus, plusieurs opérations complexes sont effectuées manuellement. Ces opérations ont trait principalement à des manipulations de fabrication, du démoulage et de transfert d'aliments et d'ingrédients.

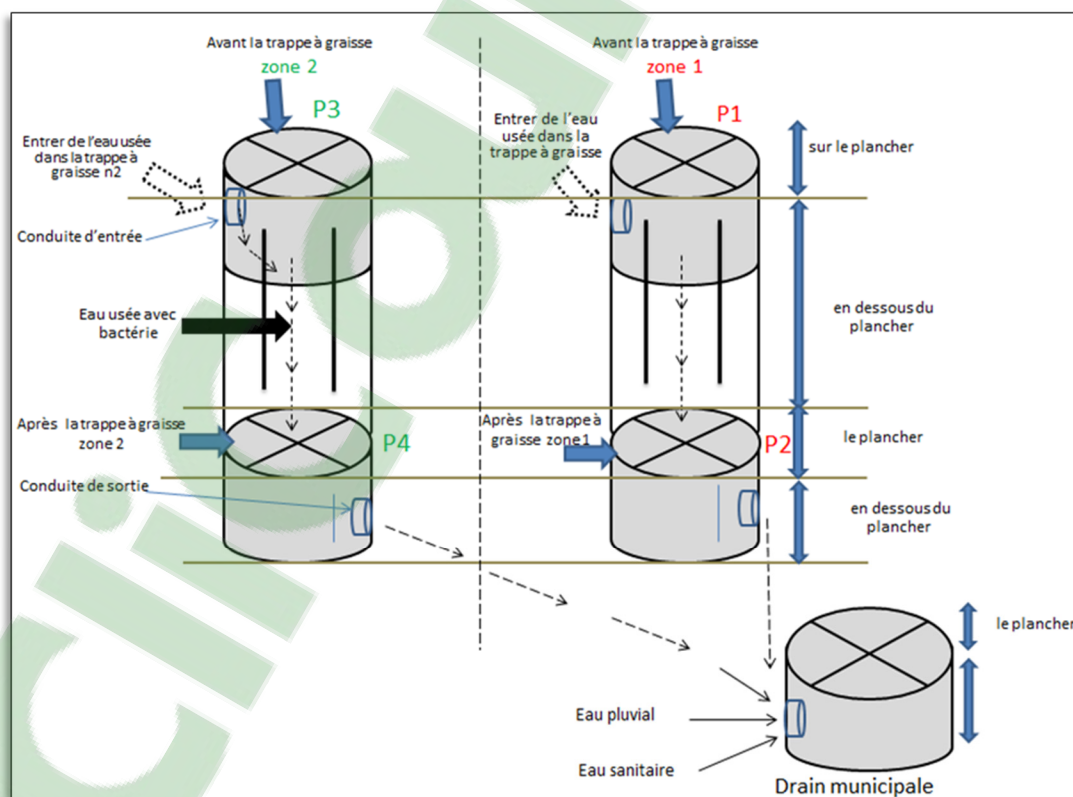
Les activités de production dans les deux zones génèrent des rejets liquides qui sont traités au niveau des trappes à graisses localisées à l'extérieur de l'usine. En effet, les rejets de la « Zone 1 » sont acheminés au drain situé avant la « trappe à graisse no 1 » à travers un système d'égout complètement indépendant de celui de la « Zone 2 ». Ce dernier alimente la « trappe à graisse no 2 » (Figure 2.1).



Légende : P1 : prise d'échantillon avant la trappe à graisse 1; P2: prise d'échantillon après la trappe à graisse 1;
 P3: prise d'échantillon avant la trappe à graisse 2; P4 : prise d'échantillon après la trappe à graisse 2; P5 :
 prise d'échantillon dans la salle de lavage; P6 : prise d'échantillon dans la cuisine 1; P7 : prise d'échantillon dans la cuisine 2.

Figure 2.1 Plan de l'usine

Les eaux usées collectées dans les deux trappes à graisse (Figure 2.2) sont traitées par deux types de bactéries. Un ajout quotidien des bactéries (BioAmp, compagnie NCH) avec incubation de 32×10^{12} bactéries actives/jour. Une injection continue dans le drain pour le deuxième type de bactéries (Drain Cobra, compagnie Cobra Products, Inc), développe 1×10^4 bactéries actives/jour. Les communautés de bactéries sélectionnées biodégraderaient les graisses présentes dans les trappes et réduiraient les déchets solides accumulés. De plus, elles aideraient à diminuer les odeurs d'hydrogène sulfuré (H_2S) et d'ammoniac (NH_3) et à réduire la fréquence de vidange et de nettoyage des trappes à graisses. Leur efficacité dépend des caractéristiques physico-chimiques de l'effluent graisseux. Les eaux usées sont ensuite mélangées avec l'eau sanitaire et pluviale de l'usine pour être acheminées à la fin dans le réseau d'assainissement municipal.



Légende : P1 : prise d'échantillon avant la trappe à graisse 1; P2: prise d'échantillon après la trappe à graisse 1; P3: prise d'échantillon avant la trappe à graisse 2; P4 : prise d'échantillon après la trappe à graisse 2.

Figure 2.2 Schéma général des deux trappes à graisses

La trappe à graisse (séparateur de graisse) est un équipement destiné à recueillir par gravité les effluents des produits fabriqués et chargés en matières solides et en graisses (Figure 2.3). L’effluent de l’entreprise chargé en matières solides et en graisses s’accumule dans le drain collecteur et traverse la conduite d’entrée de la trappe à graisse. Les graisses remontent en surface et flottent sur l’eau, s’épaississent et s’agglomèrent. Les déchets solides plus denses que l’eau (résidus alimentaires) sédimentent au fond du drain et s’accumulent sous forme de boue. En fonction des caractéristiques des zones de l’entreprise, chaque trappe à graisse présente une structure spécifique et ses dimensions propres (Tableau 2.1). La trappe à graisse 1 liée aux deux cuisines (zone 1) est de type F-1500 et la trappe à graisse 2 liée à la salle de lavage (zone 2) est de type F-1050.

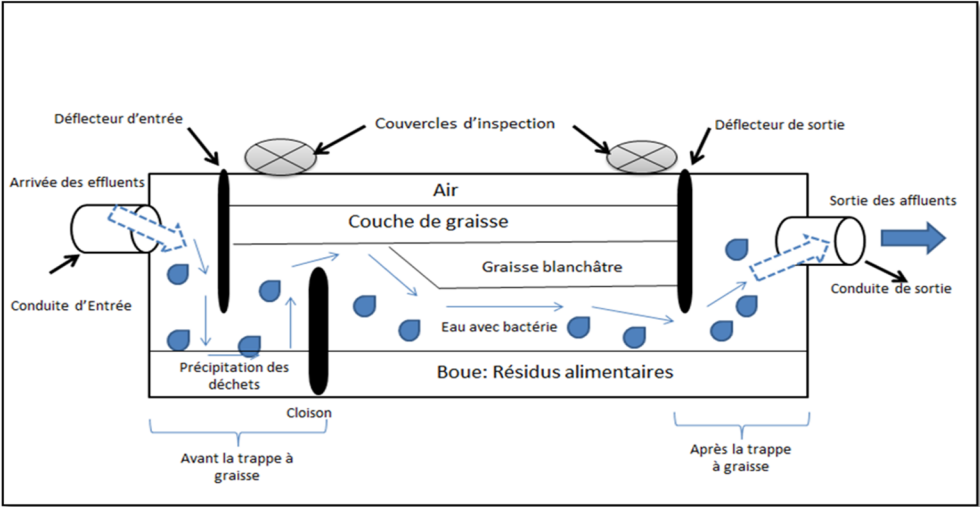


Figure 2.3 Schéma de principe pour une trappe à graisse

Tableau 2.1 Description de la structure des deux trappes à graisses de l’usine

Zone	Type de trappe	Vol. total trappe (m³)	Vol. effectif (L)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Hauteur (mm)	Intérieur (mm)	Entrée (mm)	Poids (kg)
1	F-1500	6721	5877	3851	1372	1751	1511	1456	5382
2	F-1050	4903	4163	3851	1372	1343	1103	1049	4680

2.2 Lieux de prélèvement des échantillons des eaux usées

Après analyse de la structure des drains de l'usine, sept points de prélèvement ont été déterminés afin de réaliser un diagnostic de la qualité physico-chimique des eaux usées avant son rejet à l'égout municipal, endroit où s'effectue le prélèvement pour le contrôle de la Ville. Quatre des sept points de prélèvement ont été positionnés à l'extérieur de l'usine pour analyser la qualité de l'eau des zones 1 et 2 de production. Les trois autres points de prélèvement, situés à l'intérieur de l'usine, permettent d'analyser la qualité de l'eau provenant d'endroits considérés comme étant des contributeurs significatifs en termes de charges polluantes et en débit des eaux usées générées lors de journées de production dans les zones 1 et 2. Le Tableau 2.2 présente les différents points de prélèvements dans l'usine ainsi que les objectifs spécifiques associés aux échantillonnages. Les différents points, notés P1, P2, P3, P4, sont également représentés sur le plan d'usine à la Figure 2.1.

Tableau 2.2 Points de prélèvements à l'usine

Lieu Prélèvement	Code	Objectif de l'échantillonnage
Points à l'extérieur de l'usine		
Prélèvement avant la trappe graisse – Zone 1.	P1	Tester les paramètres physico-chimiques des eaux usées de la production de la zone 1 avant le passage par la trappe à graisse.
Prélèvement après la trappe à graisse – Zone 1.	P2	Analyser les paramètres physico-chimiques après le passage par la trappe à graisse dans la zone 1.
Prélèvement avant la trappe graisse – Zone 2.	P3	Tester les paramètres physico-chimiques des eaux usées de la production de la zone 2 avant le passage par la trappe à graisse.
Prélèvement après la trappe à graisse – Zone 2.	P4	Analyser les paramètres physico-chimiques après le passage par la trappe à graisse dans la zone 2.
Points à l'intérieur de l'usine		
Prélèvement dans la salle lavage – Zone 1.	P5	Préciser le rôle des produits chimiques utilisés pour le lavage des matériaux utilisés durant la production sur les paramètres physico-chimiques et plus spécifiquement sur le pH.
Prélèvement dans la cuisine 1 – Zone 2.	P6	Préciser l'effet des produits préparés « sauce tomate, fromage, etc.» sur les paramètres physico-chimiques étudiés et spécifier le lien avec les résultats trouvés dans la trappe à graisse 2.
Prélèvement dans la cuisine 2 – Zone 2.	P7	Préciser l'effet des recettes développées riches en huiles et graisses sur les paramètres physico-chimiques trouvé dans la trappe à graisse.

2.3 Génération des eaux usées industrielles

2.3.1 Volume et débit d'eau

Le régime de production de l'usine et la consommation d'eau varie fortement selon les saisons. Par exemple, en 2012, la consommation annuelle d'eau a été de 116 700 m³, avec une consommation enregistrée en mois de juin est de 11 840 m³ (équivalent à 142 000 m³ annuellement). Durant une journée de production typique, la moyenne de débit d'eau consommée s'établit à 325 m³ (2015), soit près de 119 000 m³ annuellement. Celui-ci varie en fonction de la ligne et de la période de production. Le plus fort débit enregistré durant une journée (2015) a été lors d'une séquence de lavage des équipements avec une moyenne de 175 m³/h.

2.3.2 Produits chimiques utilisés

Les activités de nettoyage et d'entretien de l'usine impliquent l'utilisation de certains produits chimiques. Le Tableau 2.3 présente les produits utilisés, l'ingrédient actif, la dilution employée s'il y a lieu ainsi que l'usage. Ces différents produits chimiques sont dilués avec l'eau de robinet. La température de l'eau de rinçage se situe entre 20 et 65°C.

Tableau 2.3 Produit chimique utilisé à l'usine

Produit	Ingrédient actif	pH	Dilution	Usage
FS Z CHLOR	Détergent alcalin chloré	12,1	1:100	Nettoyage dans les lave-plats
FS PRO-CHLORE	Assainisseur chloré	8,0 à 9,0	1:750	Ajout au dégraisseur principal pour détacher des plaques
PEROXY SERVE	Assainisseur périodique	7,0	165-195 mg/L ^(a)	Assainissement par pulvérisation
FS Z-CHLOR	Détergent alcalin-chloré	12,1	1:100	Nettoyage dans les lave-plats
BIG BULLY	Détergent surpuissant	13,0	Pur	Enlèvement des résidus extrêmes sur la friteuse
FS FOAMING DESCALER	Aide moussant	1,5 à 2,0	1:4	Acide : avivage des surfaces métalliques pour enlèvement des résidus de détergent
FS PROCESS	Détergent alcalin	13,0 à 13,5	1:125 à 1:250	Dégraisseur principal : moussage des équipements de production, plafonds, murs, etc.
FS CIP CLEANER	Détergent caustique	13,0 à 14,0	Non dilué	Nettoyage des réservoirs d'huiles

(a) Assainissement par trempage ne nécessite pas de rinçage en bas de 200 ppm

2.3.3 Caractéristiques des eaux usées

Les eaux usées générées et évacuées par les drains collecteurs se caractérisent par un taux d'azote ammoniacal inférieur ou égal à 45 mg/L, conforme à la norme Règlement sur l'assainissement des eaux, et une température toujours inférieure à 65°C et respectant la norme. Étant donnée l'existence des deux drains collecteurs liant chacune une zone de production de l'usine, les propriétés physico-chimiques des eaux usées sont différentes vu la nature de l'activité différente dans chacune des zones. En effet, la zone 2 se caractérise par une production agroalimentaire huileuse. La présence des trappes à graisse entraîne une variation des paramètres physico-chimiques entre leur affluent et effluent.

2.4 Méthodes d'échantillonnage et codage des échantillons

L'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'un échantillonneur Teledyne ISCO 3700 « Portable Samplers » muni de 24 flacons plastiques en PE de 1000 mL et spécifiques pour fonctionner dans les égouts sanitaires. Comme le processus de programmation de l'échantillonneur est automatique, l'échantillonneur a permis de prélever un échantillon d'eau de volume fixe toutes les heures durant 24 heures. Chaque bouteille contient ainsi l'échantillon prélevé à l'heure fixée par l'utilisateur. Afin de suivre la variation des paramètres sur un cycle de six heures, six bouteilles consécutives ont été regroupées pour composer un échantillon composite aux fins d'analyse. Ainsi, quatre échantillons sur la période de 24 heures ont été obtenus pour suivre l'évolution des paramètres étudiés. Un codage permettant d'identifier les prises d'échantillonnage a été adopté lors de l'ensemble de ce travail de recherche. Les prises d'échantillonnages des deux trappes à graisse présentent le codage suivant. La lettre « P » indique les prises effectuées dans les deux trappes à graisses, soit avant ou après la première trappe à graisse (P1 et P2) ou avant et après la deuxième trappe à graisse (P3 et P4). Les prises d'échantillonnage sont également liées au moment où les deux trappes à graisse ont été vidangées, soit des échantillonnages réalisés avant et après une vidange complète des deux trappes.

Tableau 2.4 Codage adopté pour les prises d'échantillonnages

Nom de l'échantillon	Code
Avant la trappe à graisse 1 avant la vidange	P1AV
Après la trappe à graisse 1 avant la vidange	P2AV
Avant la trappe à graisse 2 avant la vidange	P3AV
Après la trappe à graisse 2 avant la vidange	P4AV
Avant la trappe à graisse 1 après la vidange	P1V
Après la trappe à graisse 1 après la vidange	P2V
Avant la trappe à graisse 2 après la vidange	P3V
Après la trappe à graisse 2 après la vidange	P4V

2.5 Méthodes de traitement utilisées

L'étude expérimentale a été effectuée suivant différentes phases. Chacune des phases se caractérise par une méthode de traitement spécifique (modification de paramètres à l'usine). Certaines phases sont liées entre elles et d'autres sont effectuées séparément. Les phases 1, 2 et 3 ont pour objectifs de traiter les eaux usées pour réduire la présence de grosses et moyennes particules avant de les rejeter dans les drains municipaux. Les phases 4, 5 et 6 se focalisent sur l'expérimentation en laboratoire de méthodes de flottation et de filtration membranaire qui éliminent les petites particules et les matières dissoutes.

La phase 1 a consisté en un suivi avant et après la vidange des deux trappes à graisse afin de connaître le rôle de la trappe à graisse sur le traitement de l'effluent. La phase 2 résidait en un suivi de la qualité de l'eau suite à la fixation d'un tamis installée à l'entrée de drains à l'intérieur de l'usine. L'échantillonnage a été réalisé avant et après la vidange des deux trappes à graisses afin d'observer la différence entre les résultats obtenus en présence et en absence du tamis et avec ou sans la vidange des deux trappes à graisses. Par la suite, la troisième phase a été menée seulement au niveau de la trappe à graisse 1 suite à l'installation d'un aérateur à l'intérieur. Cette phase tenait compte des trois modifications effectuées au niveau de l'usine. En effet, l'échantillonnage a été effectué suite à la fixation de l'aérateur au niveau de la trappe à graisse et en présence du tamis à l'intérieur de l'usine. De plus, les prélèvements des eaux usées ont été réalisés avant et après la vidange des deux trappes à graisses. La phase 4 a été menée en laboratoire sur un échantillon d'eau prélevé à l'effluent avant les deux trappes à graisse après une semaine de la vidange. Elle consistait en une série d'essais de flottation à air dissous selon différents pourcentages de pressurisation d'eau traitée. Finalement, les phases 5 et 6, menées également en laboratoire, ont permis de tester l'efficacité d'une séparation membranaire en ultrafiltration (UF) et nanofiltration (NF) sur l'effluent collecté au niveau des zones 1 et 2 de l'usine, soit avant leur arrivée dans les trappes à graisses.

2.5.1 Tamisage

La fixation du tamis à l'entrée des drains à l'intérieur de l'usine permet d'éliminer les particules plus grosses que 6,1 mm (Figure 2.4). En début de projet, avant la fixation du tamis, le couvercle et la grille existante du drain étaient enlevés lors de chaque lavage pour faciliter l'opération. Cela impliquait alors le cheminement vers les trappes à graisse de grosses particules de solides, de morceaux de plastique et de gants. Par la suite, un tamis a été mis en place puis fixé de manière permanente afin de réduire le passage des déchets solides dans les drains. Ce type d'équipement opère selon deux principes de base : la taille des ouvertures du tamis en regard de celles des particules et la résistance des particules interceptées. À ce jour, une grande partie des résidus solides générés lors de cette étape de lavage est interceptée par le tamis, puis collectée pour leur évacuation.

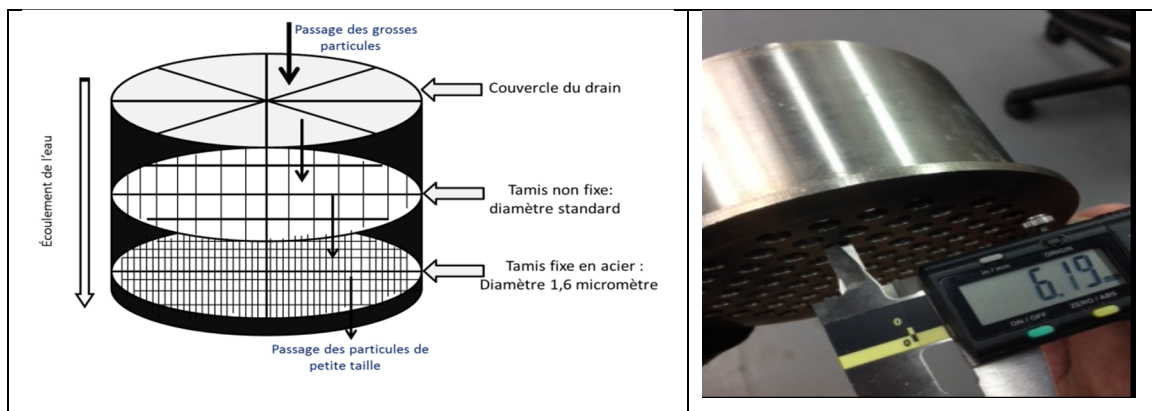


Figure 2.4 Schéma du tamis fixé dans les drains de l'usine

2.5.2 Traitement par voie aérobie : Aération

Un aérateur de type Aeroclear a été fixé au niveau de la trappe à graisse 1 et permettrait le traitement sur place de l'effluent sortie de la zone 1. Ce système d'aération assure le transfert de l'oxygène externe vers la trappe à graisse pour augmenter la teneur d'oxygène dissous

dans les eaux usées. Les bactéries aérobies seraient alors plus actives et consommeraient une partie de la matière organique existante dans la trappe. L'ajout de l'aérateur permettrait également de réduire le processus de décomposition anaérobie des boues accumulées, génératrices de H_2S et de CH_4 , mais aussi d'acides gras contribuant à un abaissement non désiré du pH de l'effluent.

L'échantillonnage effectué au niveau de la trappe à graisse 1 a été effectué après la vidange seulement. En effet, l'échantillonnage avant la vidange n'a pas été réalisée, car la diffusion des fines bulles d'air dans la trappe entraînait des modifications au niveau des paramètres étudiés.

2.5.3 Essais de flottation à air dissous (FAD)

La flottation à air dissous est généralement utilisée pour le traitement des eaux contenant des polluants de densités relativement faibles et riches en matières organiques (Degrémont, 2005b). La pressurisation de l'air dans l'eau à traiter (ou une fraction de l'eau à traiter) permet de produire des microbulles de quelques microns de diamètres qui assurent alors l'entraînement vers la surface des polluants visés.

Les essais en laboratoire ont été réalisés dans un ballon de pressurisation (Figure 2.5) où l'eau a été mise en contact avec l'air à une pression de 5 bars et à la température ambiante. Le liquide à pressuriser est mis dans un ballon dit « ballon de pressurisation » et présente le même volume d'eau brute (échantillon à tester). Dans le ballon de pressurisation, l'air se dissout dans l'eau avant de circuler dans le cylindre de traitement. Un tube en plastique permet la circulation de l'eau pressurisée et plongée dans le fond d'un cylindre gradué.

L'échantillon à analyser sera mis dans le cylindre gradué. La circulation de l'eau pressurisée dans le cylindre est accédée suite à l'ouverture d'une valve située en dessous du ballon de pressurisation. La production des fines bulles d'air est obtenue en recyclant l'eau pressurisée par flottation d'air dissous avec des pourcentages différents. La récupération des échantillons

est réalisée toutes les deux minutes suite à une pressurisation d'eau avec des pourcentages différents.

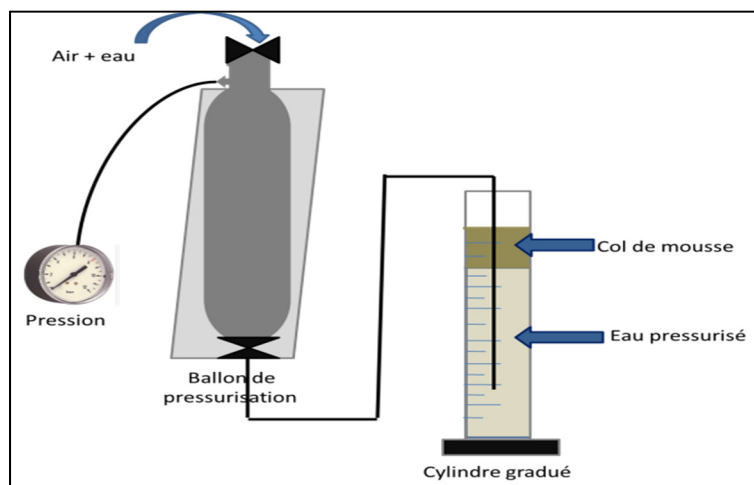


Figure 2.5 Schéma du montage d'essais de flottation à air dissous

L'étude physico-chimique des différents paramètres est effectuée sur les eaux usées en fonction de différents pourcentages d'air dissous suite à l'ouverture de la valve d'introduction de l'air dissous à différent volume présenté ci- dessous.

Tableau 2.5 Préparation des prélèvements en fonction du pourcentage d'eau pressurisée

%	10 %	25 %	50 %	100 %
Eau usée brute (mL)	500	500	500	500
Eau pressurisée (mL)	50	125	250	500

2.5.4 Essais de filtration membranaire

Les effluents de l'usine de la zone 1 et de la zone 2 ont été soumis à des essais de filtration membranaire en laboratoire. Le système de filtration (Figure 2.6) est composé de deux types de membranes.

Lors des essais, l'eau à traiter est d'abord pompée à travers la membrane UF pour enlever les particules de grandes tailles. Le filtrat obtenu traverse par la suite un tube en plastique vers la sortie (dans un bécher gradué). Le rétentat (les macromolécules retenues par la membrane) est circulé à travers un autre tube en plastique vers la sortie.

Pour la filtration de rejet de la zone 2 (P3), une deuxième filtration est effectuée (nanofiltration) à la lumière de l'ultrafiltration vu la nature du rejet très concentré de l'ultrafiltrât obtenue (Figure 2.6). Cependant, la nanofiltration des eaux usées brutes de la zone 1 est effectuée sur les eaux usées brutes en vue d'enlever les solutés organiques de taille supérieure à celle du nanomètre.

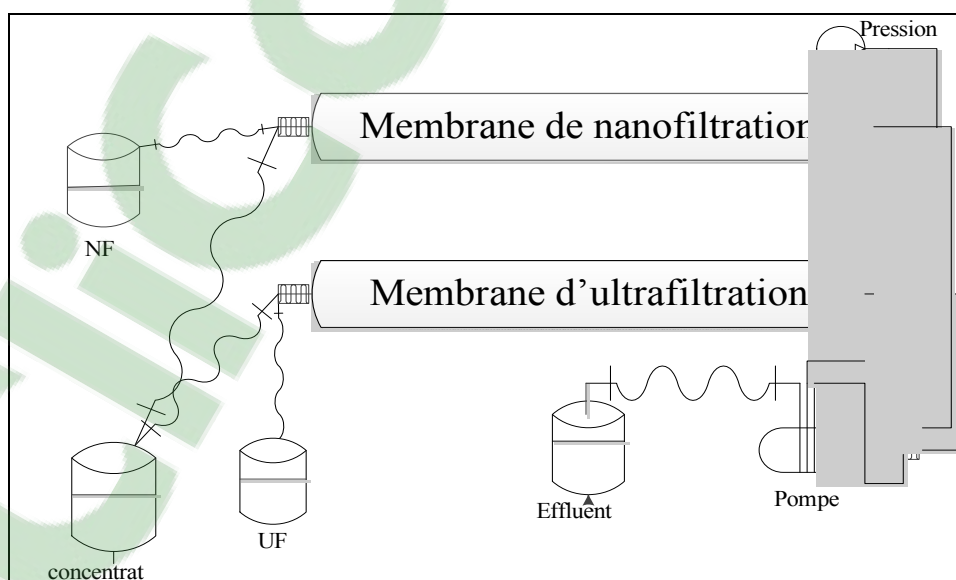


Figure 2.6 Schéma du montage d'essais de filtration membranaire (UF et NF)

Dans le cadre de ce projet, deux niveaux de filtration membranaire ont été testées dans la base de la taille des pores :

- l'ultrafiltration (UF) présentant une taille de pores variant de 1 à 100 nm;
- la nanofiltration (NF) ou la taille des pores est de l'ordre de 1 nm.

Le tableau 2.6 décrit les principales caractéristiques des membranes utilisées dans le cadre de ce projet.

Tableau 2.6 Caractéristiques des membranes utilisées

	Procédé	
	Ultrafiltration	Nanofiltration
modèle de la membrane	M-U2521PAN	M-N2514A9
Longueur totale	53,3 cm	35,6 cm
Largeur membrane	48 cm	30 cm
Diamètre	6,4 cm	6,4 cm
Caractéristiques	Poreuse Convection 1 à 100 nm	Poreuse Solubilisation/ diffusion+ convection 1 à 10 nm
Pérméation	Solvants, sels, et petites molécules	Solvants, ions monovalents, et petites molécules
Rétention	Macromolécules colloïdes	Petites molécules (sup 300g/mol) et ions
Pression d'opération	2 à 10 bars	7 à 40 bars

Les analyses physico-chimiques ont été effectuées sur les différents filtrats produits. Les codages adoptés pour les différents échantillons analysés sont présentés comme suit : Eau brute : effluent (P1) et effluent (P2); rétentat : Rétentat UF; Filtrat UF : filtrat d'ultrafiltration; Filtrat NF : filtrat de nanofiltration.

2.6 Méthodes analytiques

Le Tableau 2.7 présente les différents paramètres analysés durant le projet, leur méthode, ainsi que le matériel nécessaire à chacune des analyses. Les analyses physicochimiques consistent à la détermination des paramètres de pollution tels que la DCO, la température, le pH, les HGT, les HGM et les MES. Ces paramètres ont été suivis suite aux vidanges des trappes à graisses (pendant neuf mois) sur les eaux prélevées des différents drains des trappes à graisses ainsi que sur les eaux générées par la salle de lavage et les deux cuisines. Les mesures de pH, de la température, du potentiel d'oxydoréduction, de la conductivité et de l'oxygène dissous ont été réalisées sur place. Les mesures de MES ont été réalisées dans un délai maximal de 12 h après le prélèvement des échantillons. Tous les échantillons ont été prélevés, conservés puis analysés en accord avec les méthodes indiquées au manuel *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005).

Tableau 2.7 Paramètres analysés, méthodes et matériel

Paramètres	Méthodes	Matériel
Demande chimique en oxygène (DCO)	HACH WAH Méthode 8000	Spectrophotomètre HACH DR-2700 Tubes DCO HACH (LR) Digesteur HACH Filtre Whatman 0,45 µm, 47 mm
MES	SMEWW Méthodes 2540 D et E	Balance METTLER AT261 Delta Range Filtres Whatman 1,2 µm Four 105°C : VWR-1305U Four 550°C : LabTech – Z-SCIENCE
Huiles et graisses totale (HGT)	SMEWW	Laboratoire privé
Huiles et graisses minérales (HGM)	SMEWW	Laboratoire privé
pH	SMEWW Méthode 4500-H ⁺	pH-mètre stylo (CT-6020)
Température	---	Thermomètre (CT-6020)

a: Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW).

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

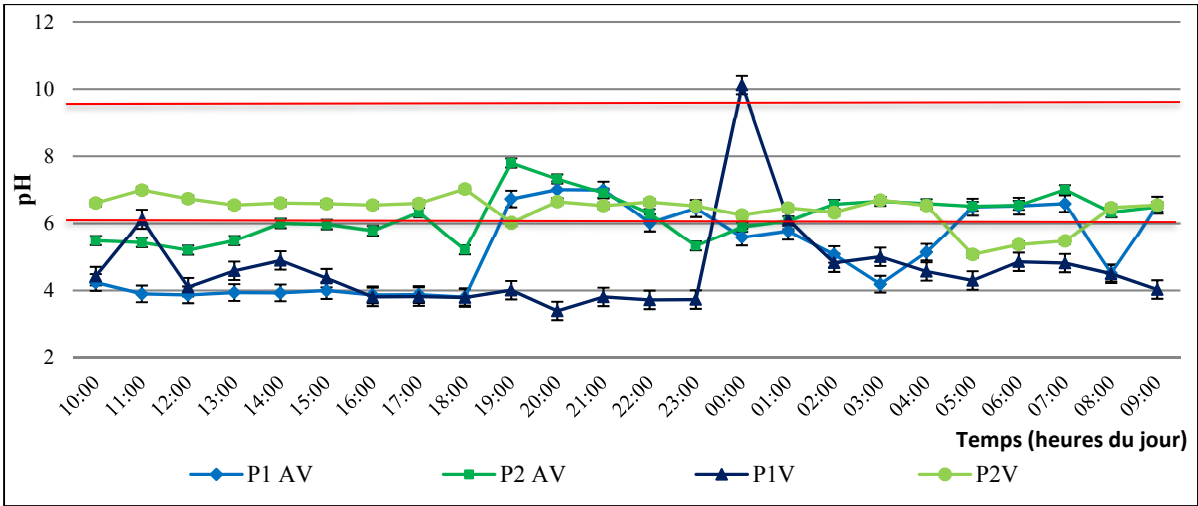
Le présent chapitre présente les résultats obtenus lors de la réalisation des six phases de l'étude. Les trois premières phases (phase 1, phase 2, et phase 3) ont été réalisées au niveau de l'entreprise, alors que les trois autres phases (phase 4, phase 5 et phase 6) ont été réalisées en laboratoire.

3.1 Phase 1 : diagnostic de la performance des trappes à graisses et de l'impact de leur vidange

Un premier échantillonnage a été réalisé au niveau de chaque drain avant et après les deux trappes à graisses une semaine avant la vidange. Ceci a été suivi d'un deuxième échantillonnage effectué juste après la vidange. Cette phase est importante, car elle permet de préciser la contribution de chaque trappe à graisse et l'impact de la vidange des trappes sur les paramètres physico-chimiques de l'effluent généré par les deux zones 1 et 2 de l'entreprise.

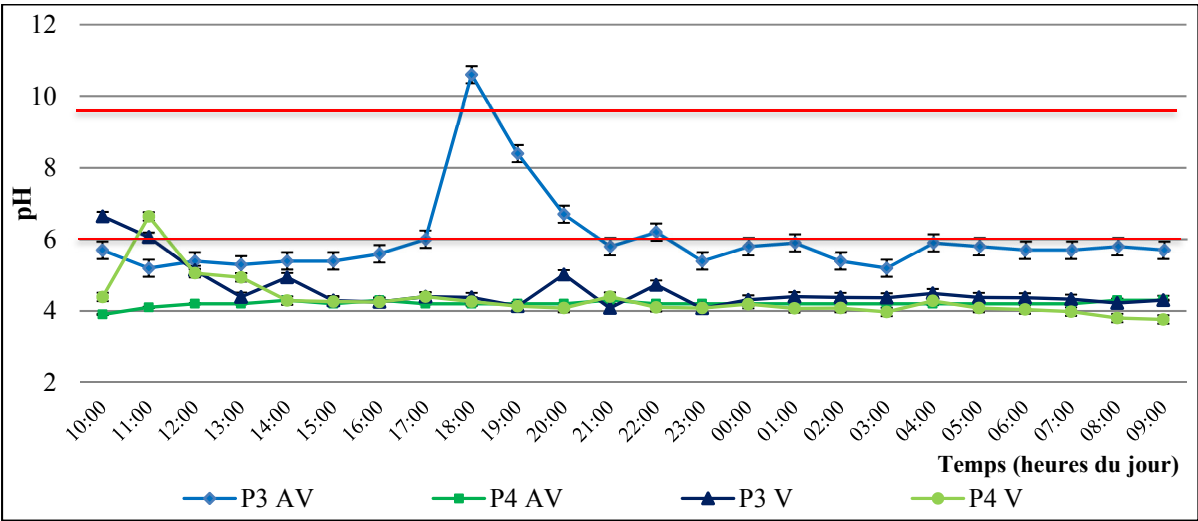
3.1.1 Suivi du pH

Le suivi de pH des eaux usées avant et après les deux trappes à graisses permet de mettre en évidence le caractère acido-basique de ces dernières afin de déterminer l'impact de la vidange sur le pH. La variation de pH en fonction du temps est présentée sur les figures 3.1 et 3.2.



P1 = avant la trappe 1, P2 = après la trappe 1, AV = avant la vidange, V= après vidange

Figure 3.1 Variations du pH de la trappe à graisse 1 avant et après la vidange



P3 = avant la trappe 2, P4 = après la trappe 4, AV = avant la vidange, V = après vidange

Figure 3.2 Variations du pH de la trappe à graisse 2 avant et après la vidange

Les résultats obtenus montrent que durant une journée de production, le pH est généralement acide pour les deux trappes à graisses avant et après vidange. De plus, une variation de pH du milieu acide vers le milieu basique est observée pour les échantillons P1V (00:00) ayant une valeur de pH égale à 10,1 et P3AV (18:00) affichant une valeur égale à 10,6. Ces valeurs ne

respectent pas la norme basique 9,5. Cette variation est due principalement à l'utilisation d'un produit fortement basique pour le nettoyage des équipements ou par un lavage complet du plancher. Par ailleurs, une analyse a été effectuée sur les quatre échantillons prélevés durant 24 h avec un intervalle de 6 h de production avant et après chaque trappe à graisse. Ceci permet de distinguer la variation du pH en fonction du temps (chaque 6 h de production) et de la vidange. En effet, la variation de la moyenne géométrique du pH enregistré pour les quatre échantillons n'est pas significative : la moyenne P1AV égale à 4,3, cette valeur étant moindre après vidange avec une moyenne P1V égale à 4,1. En ce qui a trait à la moyenne géométrique de P2AV, elle présente une valeur de 6,2 et augmente à 6,5 suite à la vidange. Si le pH pour P1 présente une augmentation et que le pH de P2 indique une baisse, cette situation démontre que la vidange des deux trappes à graisse n'a pas d'effet significatif sur le contrôle du pH (Tableau 3.1).

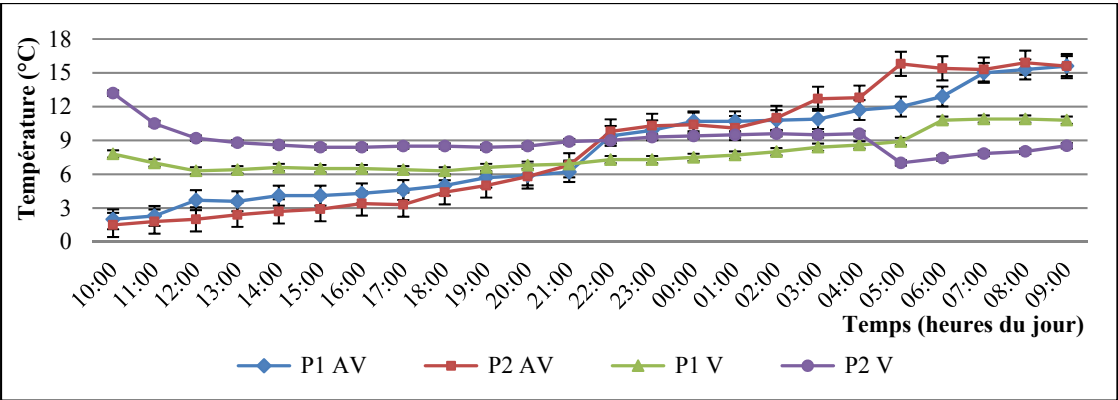
Tableau 3.1 Variation de pH des quatre échantillons des deux trappes à graisses

pH	Trappe 1				Trappe 2			
	P1 AV	P2 AV	P1 V	P2 V	P3 AV	P4 AV	P3 V	P4 V
E1	3,9	5,6	4,1	6,5	5,3	4,2	4,9	4,3
E2	3,9	6,6	3,7	6,6	7,6	4,3	4,2	4,2
E3	4,1	6,4	4,3	6,4	5,5	4,2	4,2	4,0
E4	5,2	6,0	4,0	6,1	5,6	4,2	4,5	3,5
Min	3,9	5,7	3,8	6,4	5,3	4,2	4,2	4,0
Max	5,2	6,5	4,4	6,6	5,3	4,3	4,9	4,2
Moy	4,3	6,2	4,1	6,5	5,9	4,2	4,4	4,1

E = échantillon, Moy = moyenne géométrique, AV = avant vidange, V = après vidange

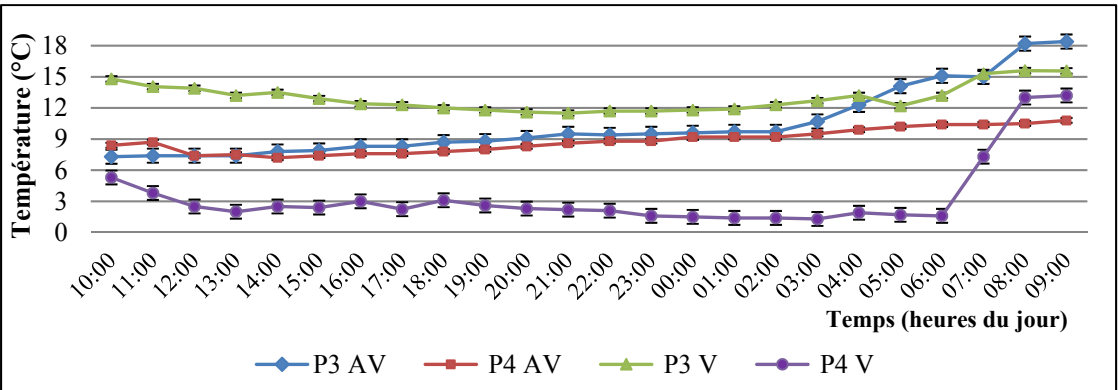
3.1.2 Suivi de la température

Les figures 3.3 et 3.4 présentent la variation de la température des deux trappes à graisses avant et après la vidange. Les températures les plus chaudes rencontrées sont enregistrées entre 5:30 à 9:30, période durant laquelle le lavage du plancher et des équipements utilisés sont effectués. Les mesures de température pour l’ensemble des échantillons montrent que la norme est toujours respectée (inférieure à 65°C). Ce résultat était prévisible étant donné que les mesures ont été faites en période hivernale.



P1 = avant la trappe 1, P2 = après la trappe 1, AV = avant vidange, V = après vidange, Norme = 65°C

Figure 3.3 Variation de la température de la trappe à graisse 1 avant et après la vidange



P3 = avant la trappe 2, P4 = après la trappe 4, AV = avant vidange, V = après vidange, Norme = 65°C

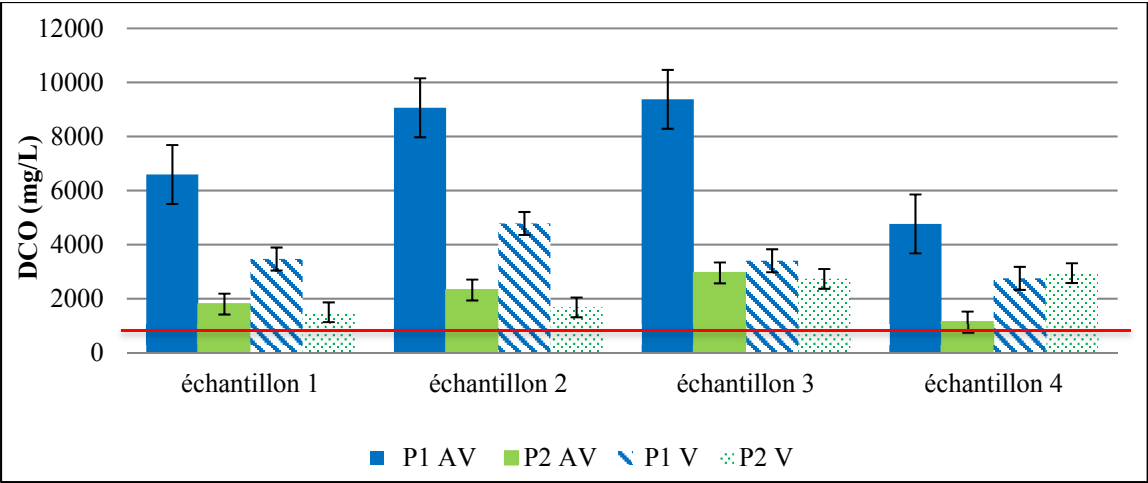
Figure 3.4 Variation de la température de la trappe à graisse 2 avant et après la vidange

3.1.3 Suivi de la demande chimique en oxygène

Dans un effluent d'industrie agroalimentaire, la concentration en matière organique est généralement élevée. Par conséquent, des analyses de DCO au niveau des deux trappes à graisses ont été réalisées dans le but de préciser, d'une part, le rôle de la trappe à graisse sur l'abattement de la DCO de l'affluent et d'autre part, l'effet de la vidange. Il s'agit donc de comparer les valeurs de la DCO avant et après la trappe à graisse et avant et après la vidange en fonction du temps. La concentration de la DCO de P1 est variable en fonction du temps.

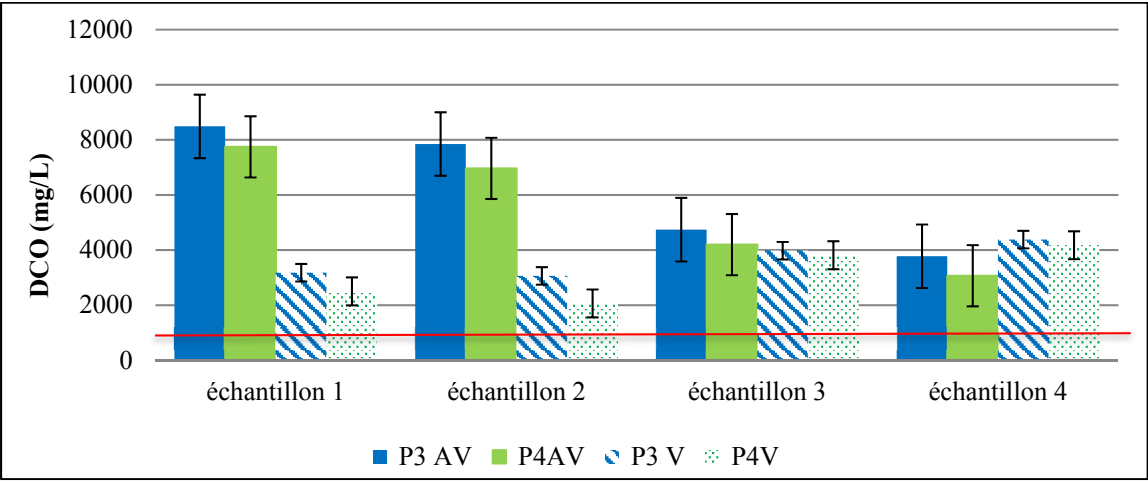
Lors du premier 6h (échantillon 1), la DCO est égale à 6594 mg/L, la DCO augmente ensuite pour l'échantillon 2 (2^e période de 6h) et l'échantillon 3 (3^e période de 6h) respectivement à 9063 mg/L et à 9375 mg/L, pour finalement diminuer à 4766 mg/L pour l'échantillon 4 (4^e période de 6h). Ces résultats peuvent être expliqués par les rejets riches en matières organiques qui ont eu lieu durant la période de production de 0 à 18h (échantillons 1 à 3), alors que pour le dernier 6h (échantillon 4), la valeur est moins importante vu que cette période correspond à la période de lavage (qui induit le rejet de l'eau au niveau de l'échantillonneur et la dilution de l'effluent).

Les figures 3.5 et 3.6 représentent la relation entre les données de la valeur de la DCO et la vidange et également les deux trappes à graisses. Il y a eu seize mesures qui ont été effectuées avant et après vidange. Quinze mesures attestent que la valeur de la DCO diminue après vidange; il semble ainsi exister une relation entre la DCO et la vidange. De même, seize mesures ont été effectuées avant et après les trappes à graisse. Toutes les mesures attestent que la valeur de la DCO diminue après la trappe à graisse. On peut donc conclure qu'il existe une relation étroite entre la DCO et la trappe à graisse.



P1 = avant la trappe, P2 = après la trappe, AV = avant vidange, V = après vidange, **Norme = 800 mg/L**

Figure 3.5 Suivi de la DCO de la trappe à graisses 1 avant et après la vidange



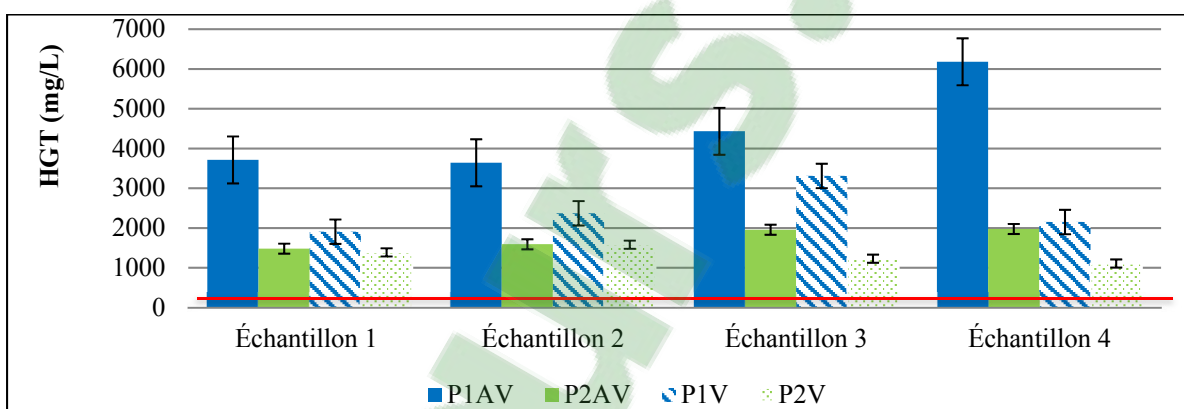
P3 = avant la trappe 2, P4 = après la trappe 4, AV = avant la vidange, V = après vidange, **Norme = 800 mg/L**

Figure 3.6 Suivi de la DCO de la trappe à graisses 2 avant et après la vidange

3.1.4 Suivi des huiles et graisses totales et minérales

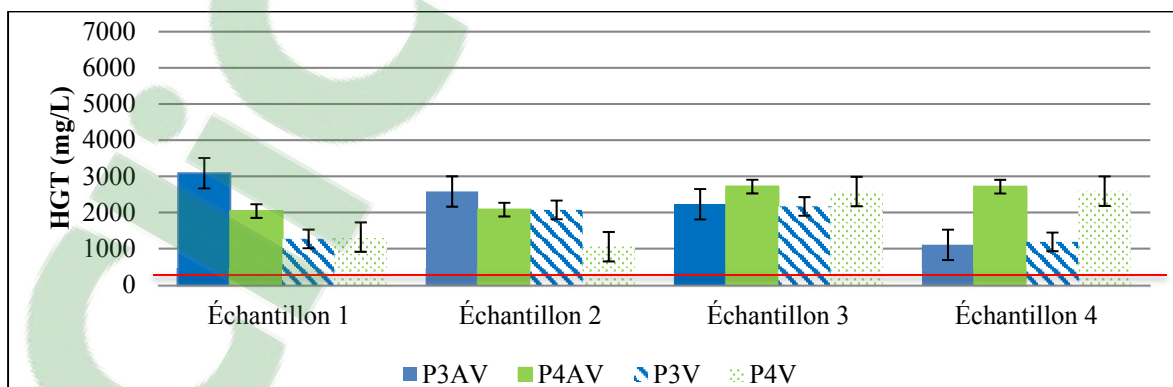
3.1.4.1 Huiles et graisses totales

Des analyses d'HGT ont été réalisées sur l'ensemble des drains appartenant aux deux trappes à graisses avant et après la vidange. Les résultats de ces analyses sont présentés aux figures 3.7 et 3.8.



P1 = avant la trappe 1, P2 = après la trappe 2, AV = avant la vidange, V = après vidange, **Norme = 150 mg/L**

Figure 3.7 Concentrations d'huiles et graisses totales en mg/L des quatre échantillons prélevés avant et après la vidange de la trappe à graisse 1



P3 = avant la trappe 2, P4 = après la trappe 4, AV = avant la vidange, V = après vidange, **Norme = 150 mg/L**

Figure 3.8 Concentrations d'huiles et graisses totales en mg/L des quatre échantillons prélevés avant et après la vidange de la trappe à graisse 2

Selon les résultats obtenus aux figures 3.7 et 3.8, les teneurs en HGT enregistrées après la vidange sont inférieures à ceux obtenus avant la vidange. La concentration d'HGT de P1AV pour l'échantillon 1 est égale à 3711 mg/L. Elle est supérieure à la concentration de la valeur de P1V de l'échantillon 1 avec une valeur de 1906 mg/L. De plus, la concentration d'HGT de l'échantillon 1 de P2A (1480 mg/L) est supérieure à la valeur obtenue au niveau de P2V (1387 mg/L). De même, toutes les mesures qui ont été effectuées pour P1 et P2 avant et après la trappe à graisse 1 démontrent que le HGT diminue après la trappe à graisse. Ceci démontre que la trappe à graisse et la vidange éliminent une bonne partie d'HGT.

Par ailleurs, les valeurs obtenues au niveau de la trappe à graisse 2 et représentées dans la figure 3.8 montrent que certains échantillons présentent une concentration d'huiles et graisses avant la vidange inférieure aux valeurs après vidange ($P3AV = 1106$ mg/L alors que $P3V = 1188$ mg/L). De plus, certains échantillons présentent des valeurs moins élevées à l'entrée de la trappe ($P3V_{\text{échantillon 3}} = 2168$ mg/L) qu'à la sortie ($P4V_{\text{échantillon 3}} = 2580$ mg/L). Ceci peut être expliqué par la nature de la production effectuée dans la zone 2 de l'usine (lavage des équipements pendant la journée). En effet, durant le prélèvement de l'échantillon 4 après la vidange, un fort rejet d'huile a été jeté dans le drain au cours de cette période ce qui a entraîné l'augmentation de la concentration de HGT dans l'eau.

La trappe 2 s'avère moins performante que la trappe 1; ceci peut être expliqué par la nature des rejets de la zone 2 de production qui génère des effluents plus riches en matières solides. En effet, les déchets solides provenant de la zone 2 sédimenteraient dans la trappe 2 causant une diminution de la performance de cette dernière (temps de résidence plus court en raison du volume occupé par les boues). Ce problème a été soulevé à l'entreprise. Toutefois, la présente étude a pris en considération ce problème en vue de diminuer les matières solides à l'origine du problème.

La vidange permet donc de diminuer la quantité d'huiles et graisses dans les eaux usées. L'analyse de la moyenne des quatre échantillons prélevés au niveau de chaque trappe à graisse avant ou après la vidange indique que les valeurs d'HGT après la vidange restent toujours au-dessus de la norme. En fait, tous les échantillons prélevés avant et après la vidange des deux trappes à graisse ne respectent pas la norme d'HGT (150 mg/L), les valeurs se situant bien au-dessus de celle-ci.

3.1.4.2 Huiles et graisses minérales

La figure 3.9 représente les valeurs moyennes de concentrations d'huiles et graisses minérales obtenues pour les quatre échantillons prélevés avant et après la vidange. Les résultats montrent que la vidange présente un effet positif sur les performances des deux trappes. En effet, la figure 3.9 montre qu'avant la vidange la moyenne des quatre échantillons prélevés avant la trappe 2 ne dépasse pas la valeur normative de 30 mg/L. Après la vidange des deux trappes à graisses, les résultats obtenus se situent tous au-dessous de la norme. De ce fait, une vidange régulière des deux trappes à graisse chaque mois constitue une solution primaire pour minimiser les teneurs en HGM dans les eaux usées.

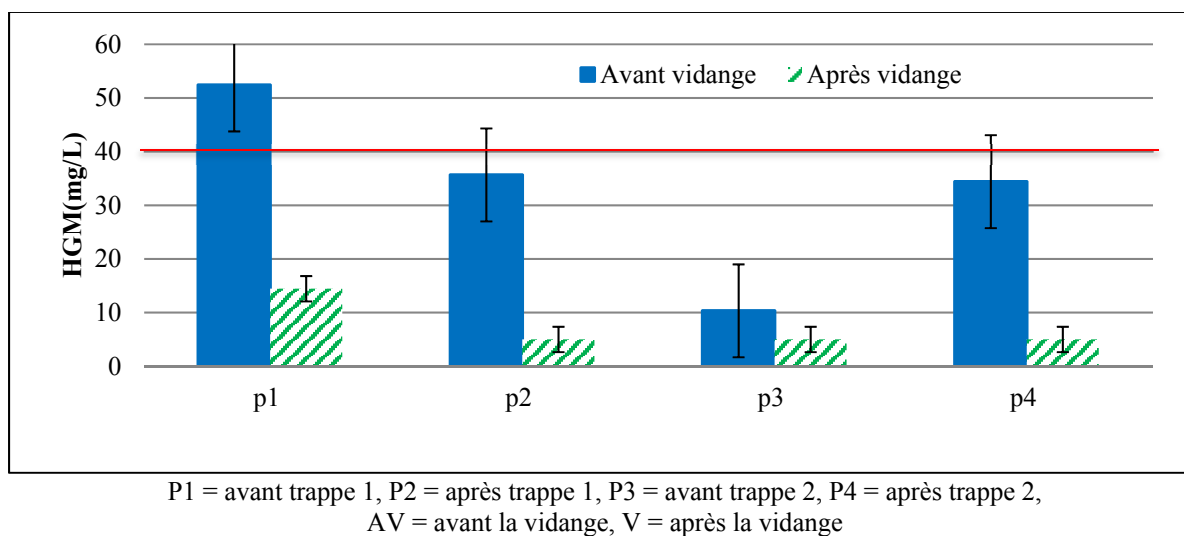


Figure 3.9 Concentrations d'huiles et graisses minérales des deux trappes à graisses avant et après la vidange

3.1.5 Suivi des matières en suspension (MES)

Les résultats de MES réalisées sur les eaux affluentes et effluentes des deux trappes à graisses sont présentés au tableau 3.2. Les teneurs en MES avant et après la vidange pour les des deux trappes à graisses sont variables.

À la lumière de ces résultats, il semble que la trappe 2 est complètement dysfonctionnelle pour éliminer les MES (avant et même après vidange). Par ailleurs, la trappe 1 élimine les MES avec un certain abattement, et ce, avec une légère amélioration suite à la vidange de la trappe. La norme de MES de 500 mg/L est en général respecté, sauf pour deux échantillons avant vidange (AV) à la trappe 1 (Communauté métropolitaine de Montréal, 2013).

Tableau 3.2 Concentration de MES en mg/L avant et après la vidange des deux trappes à graisses

MES (mg/L)	Trappe 1				Trappe 2			
	AV		V		AV		V	
	P1	P2	P1	P2	P3	P4	P3	P4
E1	389	327	332	388	663	780	242	269
E2	786	236	516	394	616	694	337	387
E3	340	376	605	135	640	382	396	433
E4	239	356	446	125	622	322	312	325
Moyenne	438	324	474	261	635	544	322	353
MIN	239	327	446	125	616	322	242	269
MAX	786	376	605	388	663	780	396	433
Norme	500	500	500	500	500	500	500	500

P1 = avant trappe 1, P2 = après trappe 1, P3 = avant trappe 2, P4 = après trappe 2, AV = avant la vidange, V = après la vidange

3.1.6 Synthèse

La présence des deux trappes à graisses au niveau de la sortie des eaux usées des deux zones 1 et 2 à l'extérieure de l'usine permet de retenir les gros déchets solides (bols de soupe, gants, grosses particules de fromage, etc.) et de réduire légèrement la concentration de l'effluent de la zone 1 et de la zone 2. En effet, au cours de la phase 1, les deux trappes à graisses se remplissent rapidement par les déchets solides ce qui a provoqué leur blocage. De ce fait, une réalisation des vidanges mensuelles des deux trappes à graisses a entraîné une légère amélioration des paramètres physico-chimiques étudiés (HGT, DCO et pH), mais qui restent toujours au-dessus des normes.

Les valeurs de pH des deux trappes à graisses durant une journée de production sont généralement acides avant et après vidange et ne respectent pas la norme acido-basique. La production diffère d'une journée à l'autre ce qui mène à des pH variables. Par contre, chaque jour, l'entreprise utilise des quantités de produits chimiques à pH basique pour le nettoyage des équipements et pour le lavage du plancher. De plus, un rejet direct d'un produit alimentaire primaire peut être réalisé suite à un changement de production (exemple : sauce tomate avec pH acide). En effet, l'étude de la moyenne de pH durant une journée de production montre qu'un mélange des eaux usées à pH acide et à pH basique ramène le niveau de pH plus proche des normes acido-basiques.

Pour la DCO, le suivi réalisé visait à préciser, d'une part, le rôle de la trappe à graisse sur l'abattement de la DCO de l'affluent et d'autre part, l'effet de la vidange. La concentration de la DCO de la trappe à graisse 1 est variable en fonction du temps. Ceci peut être expliqué par les rejets riches en matières organiques qui ont eu lieu dans des périodes spécifiques d'une journée de production. De plus, les mesures de la concentration de la DCO diminuent après le passage de l'effluent par la trappe à graisse 1 et après la vidange, mais les valeurs demeurent au-dessus de la norme. Concernant la trappe à graisse 2, les concentrations de la DCO enregistrées après la vidange sont réduites, mais restent toujours au-dessus des valeurs normatives.

Concernant les résultats obtenus pour les HGT, la présence de la trappe à graisse et la vidange peut entraîner la diminution de la quantité d'huiles et graisses dans les eaux usées. Les analyses de la moyenne des échantillons prélevés au niveau de chaque trappe à graisse avant ou après la vidange indiquent que les valeurs d'HGT après la vidange restent toujours au-dessus de la norme (150 mg/L).

Pour la concentration des matières en suspension, la trappe 1 après vidange respecte la norme de MES, soit 500 mg/L (CMM, 2012). Par contre, il semble que la trappe 2 est inefficace pour éliminer les MES (avant et même après vidange). Ce problème est probablement dû au blocage de la trappe avec des matières solides.

3.2 Phase 2 : impact de l'installation de tamis en usine sur les caractéristiques des effluents générés

L'analyse précédente a permis de fournir des éléments quant à la manière de diminuer la matière solide présente dans l'eau et par conséquent de diminuer la concentration de certains paramètres physico-chimiques étudiés. Vu que plusieurs de ces paramètres sont encore au-dessus de la norme, l'installation d'un tamis a été effectuée à l'entrée des drains de l'usine.

Après la fixation des tamis, un nouvel échantillonnage a été réalisé au niveau de chaque trappe à graisse avant et après la vidange. Cette phase est nécessaire en vue d'identifier l'effet de la fixation du tamis sur les paramètres physico-chimiques de l'effluent produit dans les deux zones de l'entreprise.

3.2.1 Suivi du pH

La figure 3.10 met en évidence les résultats de pH des 24 bouteilles prélevés durant une journée de production, avant et après la vidange de la trappe à graisse 1, avant et après la fixation du tamis. La figure 3.11 présente, quant à elle, les résultats de pH obtenus pour la

trappe 2. La comparaison des résultats obtenus au niveau des deux trappes permet d'analyser l'effet du tamisage réalisé en amont dans l'usine sur les résultats obtenus.

Les figures 3.10 et 3.11 montrent que le pH est variable en fonction du temps pour tous les échantillons. En effet, la valeur du pH enregistre une augmentation pour l'ensemble des échantillons entre 23 h et 3 h du matin (période durant laquelle le lavage du plancher de la zone 1 a lieu moyennant l'utilisation de détergents basiques).

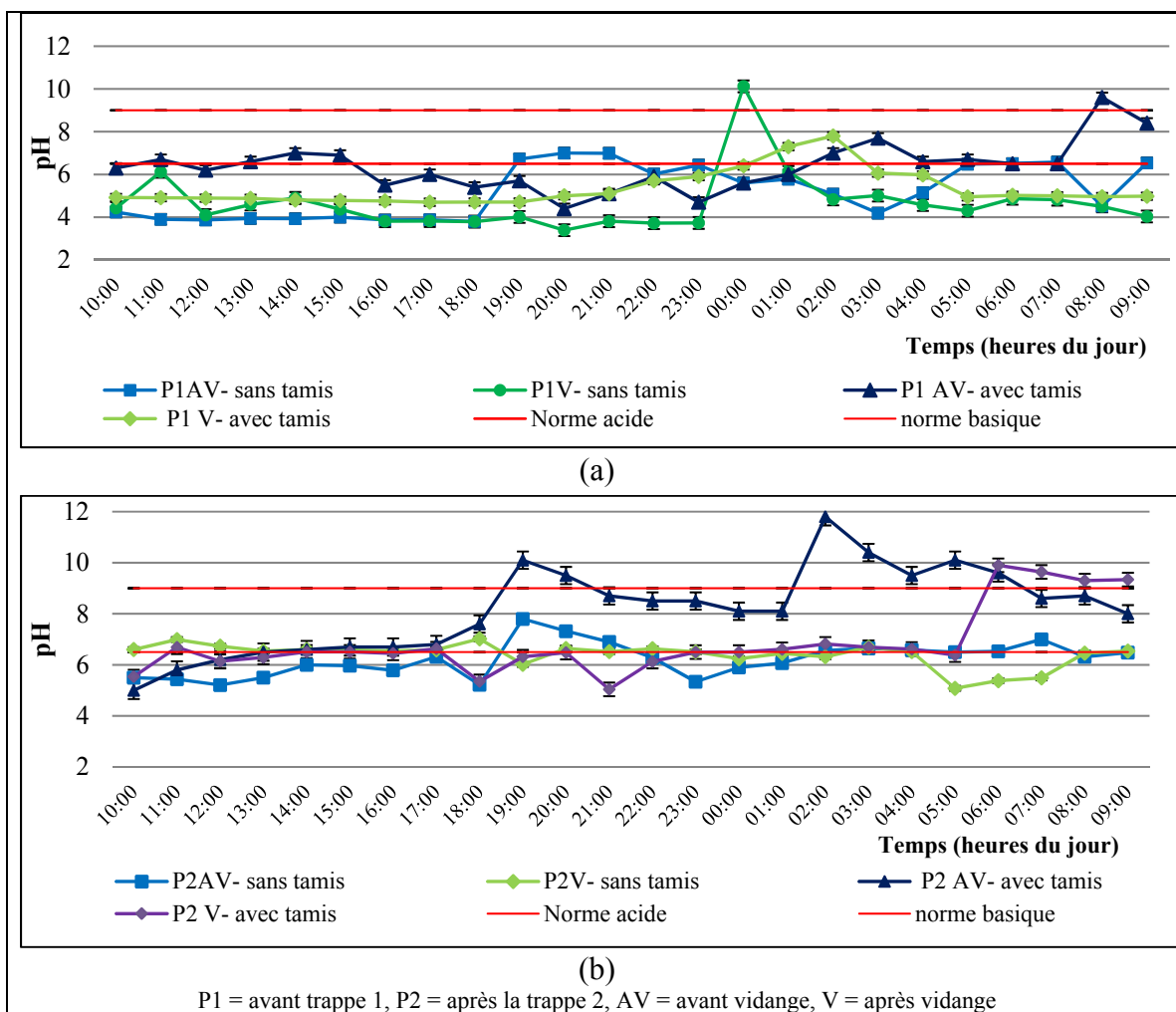


Figure 3.10 Variations de pH avant (a) et après (b) la trappe 1 en fonction du temps avant et après la vidange en présence et en absence du tamis

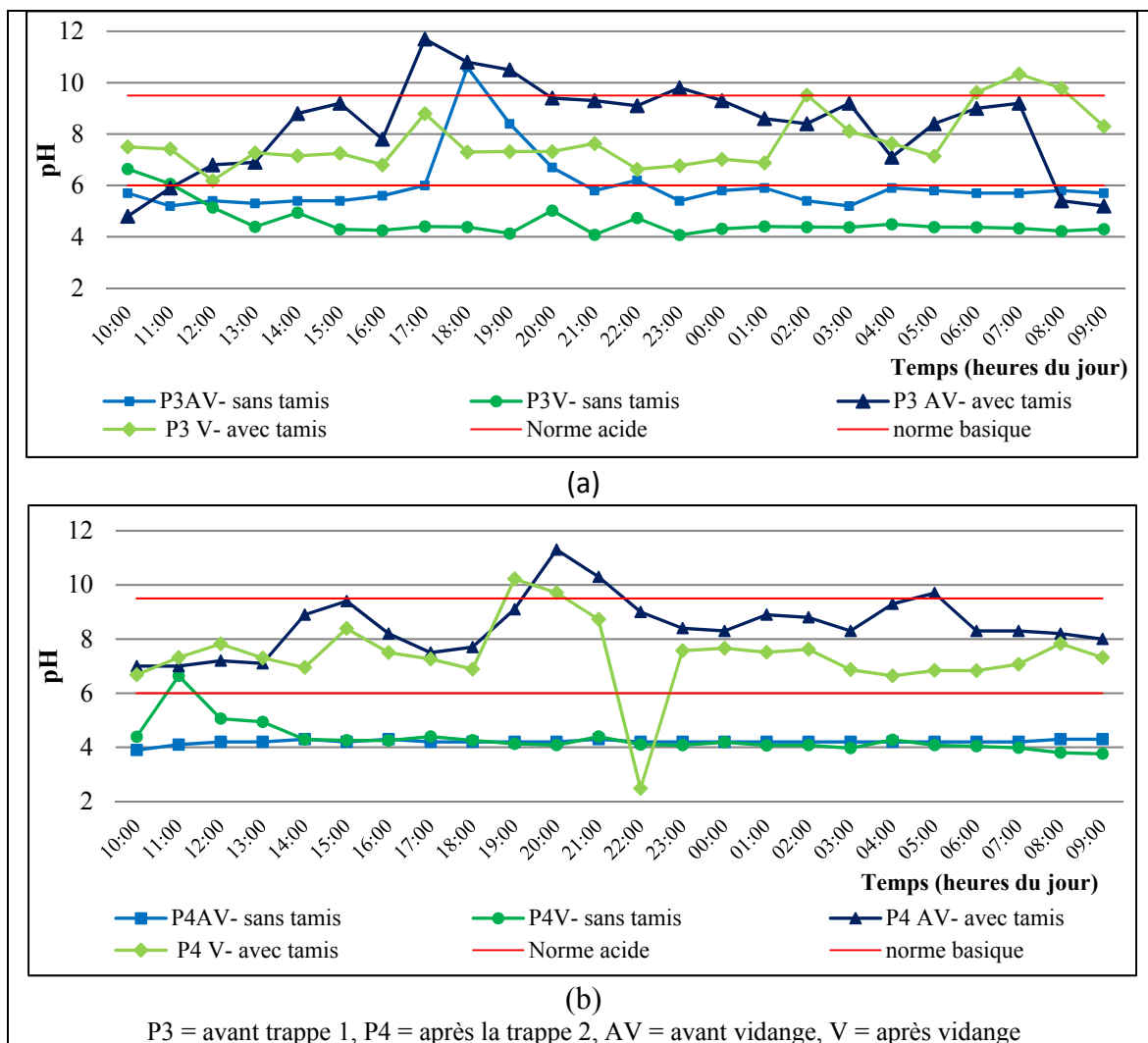


Figure 3.11 Variations de pH avant la trappe (a) et après trappe (b) à graisse 2 en fonction du temps, avant et après la vidange en présence et en absence du tamis

La figure 3.10 montre qu'en présence du tamis, le pH avant et après la trappe à graisse augmente. En effet, avant la vidange, le pH de P1 sans tamis varie entre 3,8 et 7,0 avec une moyenne géométrique de 5,07. Ce résultat est inférieur aux valeurs de pH de P1 avec tamis qui varient du milieu acide vers le milieu basique et qui se situent entre 4,4 et 9,6 avec une moyenne géométrique nettement supérieure de 6,28 (figure 3.10 a). Même si le pH moyen de

P1 avec tamis (pH= 6,28) est acide et inférieur à la norme, il est supérieur à la moyenne du pH de P1 sans tamis (figure 3.10 a).

La figure 3.10 montre également l'effet de la vidange en présence d'un tamis. Les échantillons enregistrent un pH plus basique, et plus proche de la norme appliquée. Cette comparaison permet de démontrer que le tamisage de l'eau et l'élimination des matières solides (organiques) entraînent une augmentation de pH vers le milieu basique. Cette variation est probablement due à la variation de la composition des matières de la production. En effet, la trappe 1 accumule moins de solide lorsque le tamis est en place. De ce fait, la digestion anaérobie des boues serait moins importante, donc générerait moins de relargage d'acide organique de digestion qui abaisse le pH.

La figure 3.11 montre que le pH est variable en fonction du temps pour tous les échantillons prélevés à la trappe 2. En effet, la valeur du pH enregistre une augmentation pour tous les échantillons entre 16 h et 20 h (période durant laquelle le lavage du plancher de la zone 2 a lieu moyennant l'utilisation de détergents basiques).

La figure 3.11 témoigne une diminution significative du pH à t22:00. Cette diminution pourrait être expliquée par le rejet de sauce tomate au drain du secteur. La figure 3.11 montre que le pH est variable même si le tamis est en place. Avant la vidange, le pH de P3 sans tamis présente une moyenne géométrique de 5,95. Ce résultat est inférieur aux valeurs de pH de P3 avant vidange avec tamis qui présente une moyenne géométrique nettement supérieure de 8,11 (figure 3.11 (a)). De même, sur la figure 3.11(b), les valeurs du pH de P4 sont plus élevées en présence de tamis. Le tamis permettrait donc de retenir des matières solides responsables du relargage d'acide organique de digestion qui abaisse le pH.

Par ailleurs, la figure 3.11 montre également l'effet de la vidange en présence du tamis. Les échantillons enregistrent un pH plus basique et plus proche de la norme appliquée. Cette comparaison permet de démontrer que le tamisage de l'eau et l'élimination des matières solides (organiques) entraînent une augmentation de pH vers le milieu basique. Cette

variation est probablement due à la variation de la composition des substances présentes dans l'eau affluente à la trappe.

Concernant le pH au niveau de la trappe 1, il est plus acide que le pH au niveau de la trappe 2. En effet, les valeurs de la moyenne géométrique du pH avant vidange avec tamis pour P1 et P2 sont respectivement 5,46 et 6,76 alors que ces valeurs sont plus basiques au niveau de la trappe 2 pour P3 et P4 avec des valeurs respectives égales à 7,88 et 7,78. Ceci peut être expliqué par l'activité présente dans la zone 1 de l'usine (salle de lavage) où il y a une grande utilisation des produits de nettoyage à pH fortement basique (*FS Cleaner*, *FS Process*). Pour conclure, après la fixation du tamis, les valeurs de la moyenne géométrique de pH obtenues respectent généralement mieux la norme acido-basique. Les barrières de tamis éliminent les plus grosses particules de l'eau. De plus, la vidange des trappes est plus efficace en présence du tamis pour ramener le pH à des valeurs plus proches de la norme.

3.2.2 Suivi de la demande chimique en oxygène (DCO)

L'élimination des grosses particules alimentaires retrouvées dans les eaux usées entraîne la diminution de la matière organique. Ceci devrait permettre de diminuer la concentration de la DCO de l'eau. Les résultats d'analyse de DCO avant et après une vidange des deux trappes à graisses, avant et après la fixation du tamis de 6,2 mm à l'entrée des drains de l'usine, sont présentés sur les figures 3.12 et 3.13.

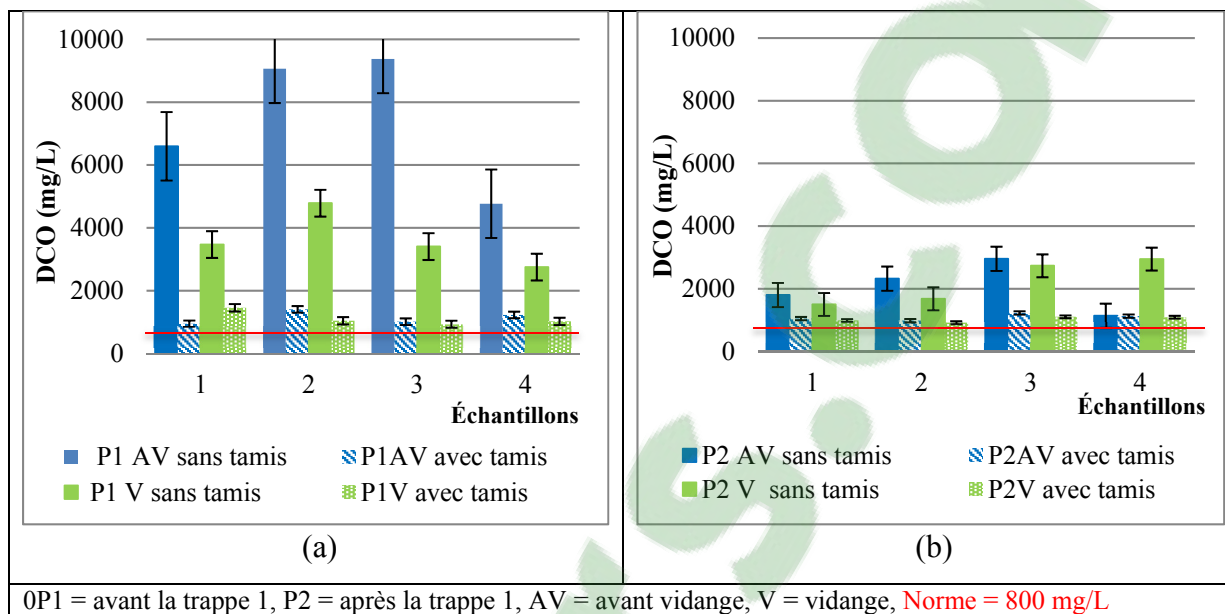


Figure 3.12 Concentration en DCO (mg/L) avant et après la fixation du tamis, avant (a) et après (b) la trappe à graisse 1

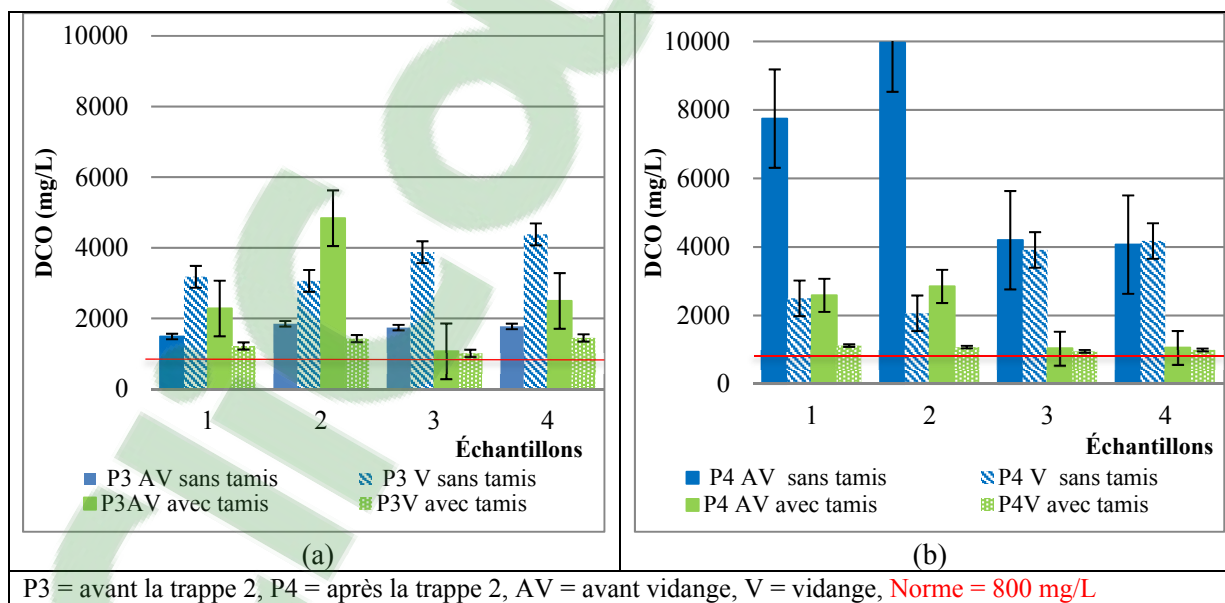


Figure 3.13 Suivi de la DCO avant et après la fixation du tamis, avant (a) et après (b) la trappe à graisse 2

Les analyses confirment qu'en présence du tamis, la concentration de la DCO diminue. À titre d'exemple l'échantillon 3 avant la trappe 1, avant vidange et sans tamis présente une valeur égale à 9375 mg/L. La fixation du tamis génère une diminution de la concentration de la DCO de près de 89 %, soit une concentration de DCO égale à 1012 mg/L après la fixation du tamis. De plus, après vidange, les valeurs de la concentration de la DCO obtenue au niveau de l'échantillon 3 après la fixation du tamis reflètent une baisse de 73 % par rapport aux valeurs enregistrées avant la fixation du tamis. Il en va de même pour P2, P3 et P4 dont la concentration de la DCO diminue après fixation du tamis.

Par ailleurs, avant la fixation du tamis et même après la fixation, les valeurs de la DCO enregistrées avant et après vidange des deux trappes à graisses dépassent la norme appliquée. Dans le but de limiter la génération présumée d'acides organiques par les boues accumulées dans les trappes (digestion anaérobie), un aérateur a été placé au niveau de la trappe 1. Cet aspect sera étudié dans une section subséquente du présent chapitre.

3.2.3 Suivi des huiles et graisses totales

L'analyse précédente (figures 3.8 et 3.7) a permis de fournir des éléments quant à la manière de diminuer la matière organique présente dans l'eau. Le tableau 3.3 permet d'évaluer l'effet du tamisage sur la concentration d'HGT par rapport aux valeurs trouvées précédemment. Le tableau 3.3 présente les résultats d'HGT au niveau des deux trappes à graisses avant et après l'installation du tamis.

D'abord, les valeurs obtenues avant la vidange de la trappe à graisse 1 sont supérieures aux valeurs obtenues après la vidange. Malgré cette diminution, ce paramètre ne respecte toujours pas la valeur normative de 150 mg/L. Ceci confirme les résultats obtenus à l'étape 1. Alors que pour la trappe à graisse 2, après la fixation du tamis après vidange les valeurs obtenues sont supérieures qu'avant vidange (tableau 3.3).

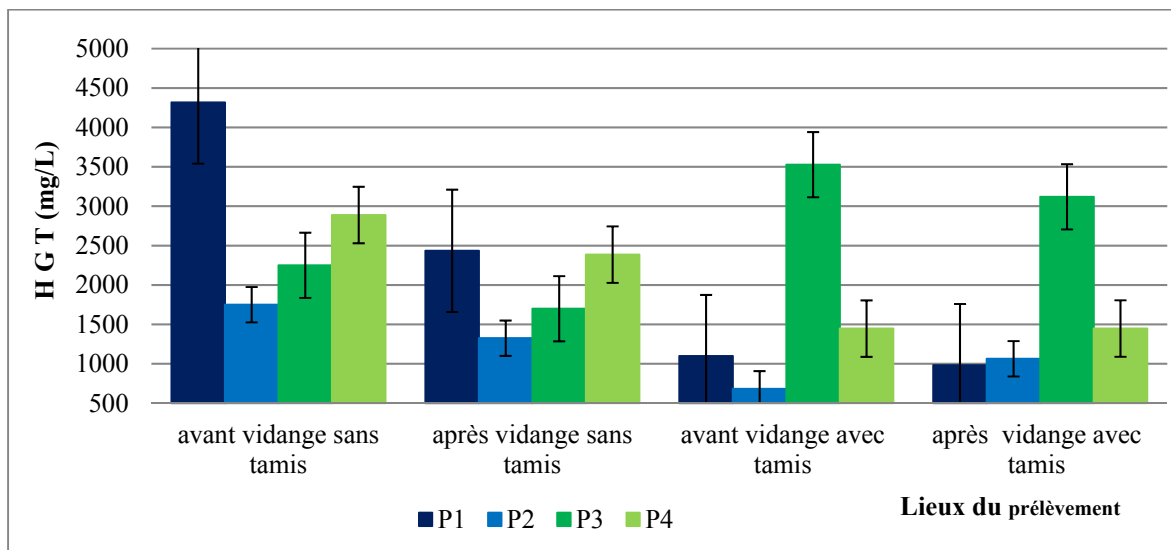
Tableau 3.3 Mesure d'huiles et graisses totales de la trappe 1 et 2
avant et après la fixation du tamis

Trappe 1								
HGT (mg/L)	Avant fixation du tamis				Après fixation du tamis			
	AV		V		AV		V	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
E1	3711	1480	1906	1387	1001	822	884	890
E2	3640	1590	2370	1580	1316	704	1018	1080
E3	4432	1956	3310	1228	1168	465	1098	1280
E4	6180	1975	2150	1106	904	742	930	1005
Moy	4316	1750	2434	1325	1098	683	983	1064
Trappe 2								
HGT (mg/L)	P3	P4	P3	P4	P3	P4	P3	P4
E1	3087	2040	1270	1320	1834	797	1130	759
E2	2580	2080	2171	1054	5363	1871	3429	1857
E3	2228	3717	2168	2580	1682	1995	3744	2402
E4	2106	3714	1188	2590	5231	1125	4172	775
Moy	2250	2888	1699	2386	3527	1447	3119	1448

P1 = avant trappe 1, P2 = après la trappe 1, P3= avant la trappe 2, P4= après la trappe 2, AV = avant vidange, V = après vidange, E= échantillon, Moy= moyenne

La fixation du tamis dans les drains de l'usine améliore les résultats pour la trappe à graisse 1 et amène une diminution de la concentration d'HGT. En effet, la valeur moyenne de la concentration d'HGT de P1AV avant la fixation du tamis est égale à 4316 mg/L, comparativement à 1098 mg/L obtenus après fixation du tamis, soit une diminution de l'ordre de 75 %. De même pour P2 avant vidange, la valeur a diminué de 1480 à 822 mg/L après fixation du tamis, soit une diminution de l'ordre de 44 %. Pour la concentration d'HGT de P4AV, elle a diminué de 2040 à 797 mg/L, soit une diminution de l'ordre de 61 %. Cependant, la moyenne de la concentration d'HGT pour P3AV a augmenté après la fixation du tamis, soit de 2250 à 3527 mg/L, il faut souligner que les valeurs de HGT sont très variables et cette augmentation de la concentration de HGT peut être due à des incertitudes au niveau des mesures.

Après vidange et à la suite de la fixation du tamis, le tableau 3.3 atteste que les concentrations de HGT ont diminué. La concentration de HGT de P1V est passée de 2434 à 983 mg/L, soit une diminution de l'ordre de 60 %, de même, la moyenne de la concentration de HGT des quatre échantillons de P2V a diminué de l'ordre de 20 %, et la moyenne de la concentration de HGT de P4V de près de 39 %. Par contre, la moyenne de concentration de HGT de P3V a augmenté de 1699 à 3119 mg/L, ceci pourrait être expliqué par des incertitudes au niveau des mesures (figure 3.14).



P1 = avant la trappe 1, P2 = après la trappe 1, P3 = avant la trappe 2, P4 = après la trappe 2, **Norme 150 mg/L**

Figure 3.14 Concentrations moyennes d'huiles et graisses totales des deux trappes à graisses en présence et en absence du tamis

3.2.4 Suivi des matières en suspension (MES)

Les matières en suspension sont les matières non dissoutes de diamètre supérieur à 1,2 à 1,5 µm contenu dans les eaux usées. Elles comportent à la fois des éléments minéraux et organiques qui peuvent décanter. Le tamis permet de retenir des particules de diamètres supérieurs à 6,2 mm présents dans l'eau avant de circuler dans les trappes à graisses, mais

due à la présence de dépôts qui y s'accumulent, de MES peuvent certainement être interceptées. Les résultats de MES mesurées avant et après la fixation du tamis sont présentés aux figures 3.15 et 3.16.

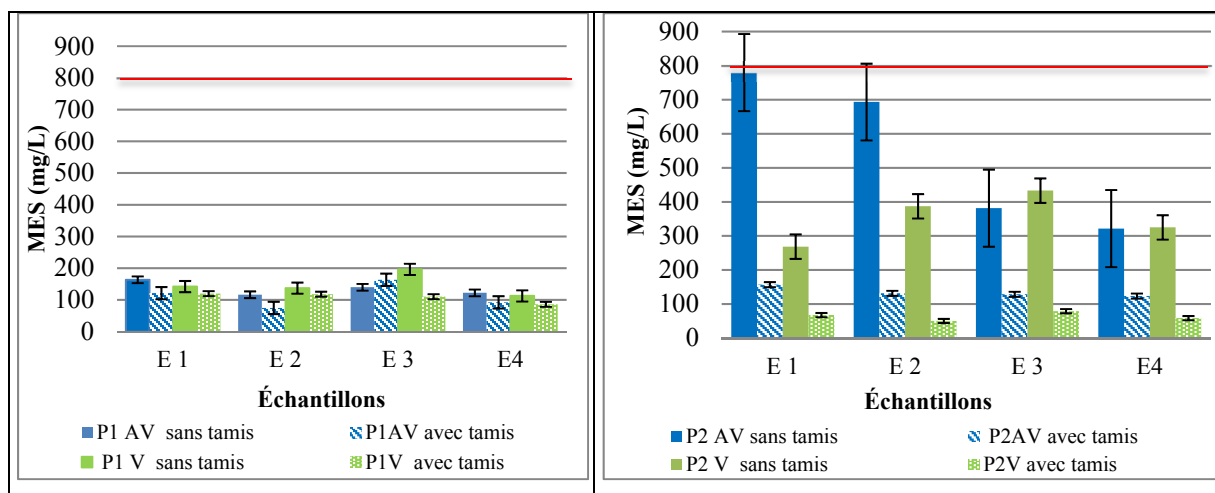


Figure 3.15 Mesures de MES de la trappe à graisse 1 en présence et en absence du tamis

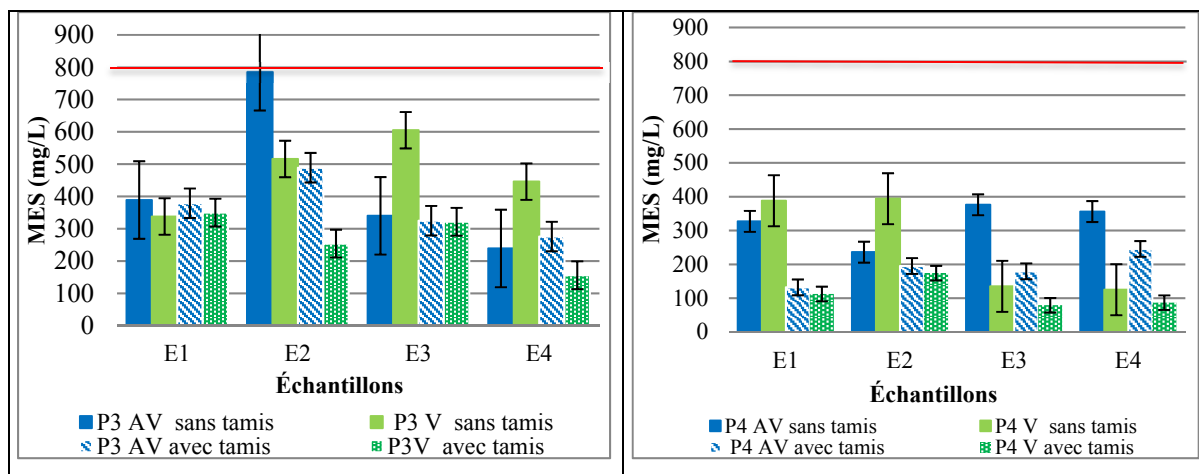


Figure 3.16 Mesures de MES de la trappe à graisse 2 en présence et en absence du tamis

Les figures 3.15 et 3.16 montrent que la fixation du tamis dans les drains de l'usine améliore les résultats et entraîne généralement une diminution de la matière en suspension. En effet, la

valeur de la concentration moyenne de MES de P1AV avant la fixation du tamis est égale à 135 mg/L, et cette valeur diminue après fixation du tamis à une valeur égale à 113 mg/L, soit une diminution de l'ordre de 16 %. De même pour P2 avant vidange, la valeur a diminué de 544 à 135 mg/L après fixation du tamis, soit une diminution de l'ordre de 75 %.

Cependant, la moyenne de la concentration de MES de P4AV et P3AV a augmenté après la fixation du tamis, pour P3AV la moyenne de la concentration de MES est passé de 438 à 702 mg/L tandis que pour P4AV, les MES ont augmenté de 323 à 656 mg/L. Il faut souligner que l'usine rencontre des problèmes de blocage de la trappe à graisse des déchets solide au niveau de la trappe 2 qui pourraient être à l'origine de l'augmentation des valeurs de MES.

Après vidange et à la suite de la fixation du tamis, les figures 3.15 et 3.16 attestent que les concentrations de MES ont diminué avec un abattement moyen de près de 27 % à P1V après fixation de tamis. Pour P2V après fixation du tamis, une diminution de la concentration de MES de l'ordre de 53 % a été enregistré, passant de 135 mg/L à 64 mg/L. De même pour P3V et P4V, une diminution de la concentration de MES est enregistrée avec des pourcentages de réductions respectifs de 39 % et 66 %. La vidange des fosses permettrait donc d'améliorer l'impact du tamis sur le traitement des eaux pour la réduction de MES.

À la lumière des résultats obtenus suite à la fixation du tamis, toutes les eaux prélevées, qu'elles soient avant ou après la trappe à graisse, respectent la norme, soit des valeurs inférieures à 500 mg/L.

3.2.5 Synthèse

La fixation du tamis au niveau des drains à l'intérieur de l'usine permet de retenir les gros déchets solides de diamètre supérieur de 6,2 mm. En effet, au cours de la réalisation de la phase 1, les deux trappes à graisses étaient remplies de déchets solides (grosses particules de

fromage, de papiers plastiques, des bols de soupe, des gants, etc.) provoquant le blocage rapide des trappes à graisses.

Au cours de cette phase (phase 2), les analyses ont montré que la fixation de tamis constitue une solution qui peut permettre de ramener certains paramètres pH, DCO, HGT et MES aux valeurs normatives. Les valeurs de la moyenne de pH des deux trappes à graisses respectent généralement la norme acido-basique. La production diffère d'une journée à l'autre ce qui ramène à avoir des pH variables. L'entreprise utilise chaque jour des quantités de produits chimiques pour le nettoyage des équipements et du plancher amenant à faire varier le pH vers la zone basique. De plus, un rejet direct d'un produit alimentaire primaire peut être réalisé suite à un changement de production (exemple : sauce tomate avec pH acide). Toutefois, le mélange des eaux usées à pH basique et pH acide peut faire en sorte que les normes acido-basiques sont plus aisément respectées. De plus, la fixation du tamis dans les drains a permis d'avoir un pH moins acide et plus proche des valeurs normatives.

Pour la DCO les résultats obtenus après la fixation du tamis sont dans la norme, mais avec des valeurs plus basses. En effet, l'élimination des gros déchets alimentaires dans les rejets entraîne la diminution des matières organiques, ce qui réduit la concentration de demande chimique en oxygène.

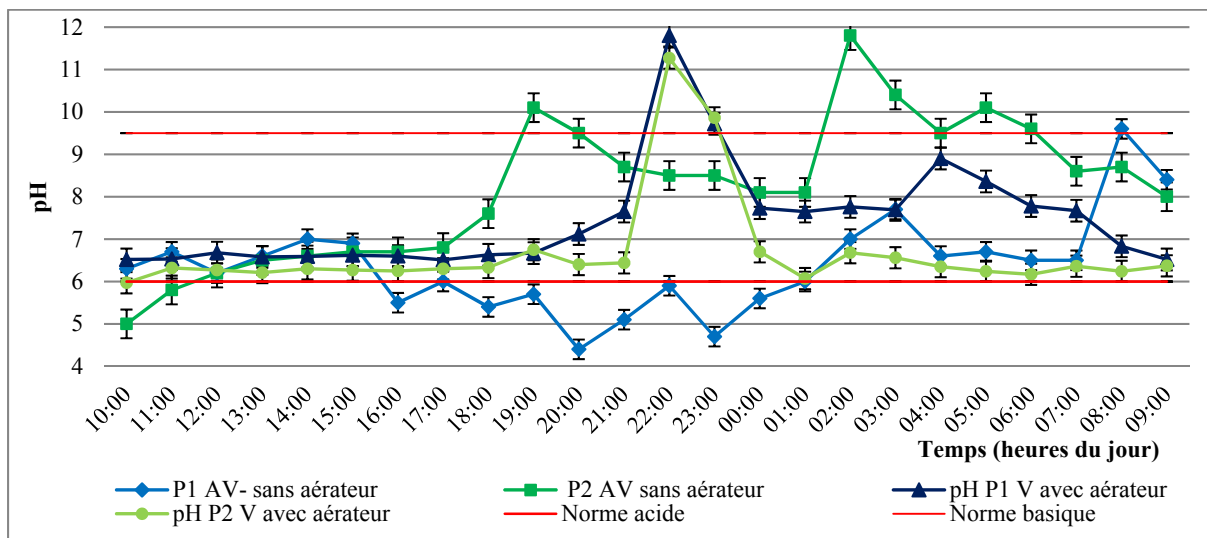
Concernant les résultats obtenus pour les HGT, la fixation du tamis a entraîné une diminution de leurs teneurs de 75 % pour la trappe à graisse 1 et de 61% pour la trappe à graisse 2. En effet, le tamis retient les particules huileuses à la surface et permet certainement aux trappes à graisses de mieux faire leur travail d'interception des huiles et graisses. Par ailleurs, pour le MES, l'entreprise ne présente pas de problème de rejet de matières en suspension dans l'eau. En présence de tamis, les concentrations de ces deux paramètres sont inférieures à celles obtenues sans tamis. L'impact des vidanges est moins significatif en présence du tamis. Ceci peut être expliqué par le fait que le tamis élimine une bonne partie des matières solides à l'origine de blocages des deux trappes. La trappe 1 est plus performante que la trappe 2, même en présence du tamis. Ceci est expliqué par la nature des rejets des deux zones.

3.3 Phase 3 : analyse de l'impact de l'installation de l'aérateur à la trappe à graisse 1

Un système d'aération a été fixé au niveau de la trappe à graisse 1 pour maintenir des conditions aérobies. Ce système permet d'introduire l'oxygène et assurer le brassage partiel des eaux usées et des boues. De plus, l'oxygénation permet la flottation des corps gras et des matières solides légères. La comparaison des paramètres physico-chimiques est effectuée au niveau de la trappe à graisse 1, entre les résultats trouvés, avant la vidange après la fixation du tamis et les résultats trouvés après vidange en présence du tamis et de l'aérateur.

3.3.1 Suivi du pH

Suite à la fixation du tamis au niveau des deux trappes à graisses, le pH a varié du milieu acide vers le milieu basique dont certaines valeurs obtenues respectent la norme acide. Les courbes de la figure 3.17 présentent les mesures de pH durant 24 h de production, avant et après la fixation de l'aérateur.



P1 = avant trappe 1, P2 = après la trappe 2, AV = avant vidange, V = après vidange

Figure 3.17 Mesure de la variation de pH de la trappe 1 en fonction du temps avant et après la vidange en présence et en absence de l'aérateur

L'analyse de pH des quatre courbes montre que, d'une manière générale, il varie entre 6,0 et 9,5 avec des pointes allant de 4,4 à 11,8. Ces variations de pH dépendent du type de production, de la nature des produits utilisés (acido-basique), de la période et de la durée de lavage. Malgré cela, on constate que le pH après la fixation de l'aérateur tend davantage vers le milieu basique (la moyenne géométrique de pH avant la fixation de l'aérateur P1AV était de l'ordre de 6,6 alors que la moyenne du pH a augmenté après la fixation de l'aérateur à une valeur égale à 7,6).

Avant la fixation de l'aérateur, au niveau de P1AV, le pH est acide et en dessous de la norme entre 15 h et 1 h du matin, ce qui est expliqué par le rejet de produits alimentaires fortement acides dans les drains des cuisines. À 8 h du matin, un pic basique de pH ($\text{pH} = 9,6$) est observé, ce qui est expliqué par le lavage des cuisines à la fin de la préparation des produits primaires.

Après la fixation de l'aérateur, seulement deux échantillons de P1 V entre 22 h et 23h ne respectent pas la norme avec un pH basique égale à 11,8 et 9,8 respectivement. Pour les mesures de pH après la trappe à graisse, le pH avant la fixation de l'aérateur est variable. En effet, il y a plusieurs échantillons qui ne respectent pas la norme acido-basique alors qu'après la fixation de l'aérateur, P2V présente un pH qui varie entre 6,0 et 9,5.

Afin de distinguer la variation de pH à chaque heure de production durant une journée de production, une étude a été effectuée sur chaque tranche de 6 h de production avant et après la fixation de l'aérateur. Le tableau 3.4 présente la variation de pH avant et après la fixation de l'aérateur au niveau de la trappe 1. Les résultats montrent que le pH est plus élevé par comparaison à celui obtenu lors de la phase 1 soit en absence de l'aérateur. La moyenne géométrique du pH de P1AV était de l'ordre de 6,6 avant la fixation de l'aérateur, la moyenne du pH a augmenté soit une valeur égale à 7,6. Alors que, pour P2 la moyenne géométrique avant la vidange avant la fixation de l'aérateur était de l'ordre de 8,7 qui a diminué à soit à une valeur de pH égale à 7.

Tableau 3.4 Variation de pH avant et après la fixation
de l'aérateur au niveau de la trappe 1

Trappe 1	Sans aération		Avec aération	
	P1	P2	P1	P2
E1	6,7	6,6	6,6	6,3
E2	5,1	8,8	6,8	6,4
E3	6,8	10,3	9,6	9,7
E4	8,2	9,4	7,6	6,2
Moyenne géométrique	6,6	8,7	7,6	7,0
MIN	5,1	6,6	6,6	6,2
MX	8,2	10,3	9,6	9,7

3.3.2 Suivi de la demande chimique en oxygène (DCO)

Les résultats de DCO des échantillons prélevés au niveau de la trappe 1 avant et après la fixation de l'aérateur sont présentés au tableau 3.5.

Tableau 3.5 Variation de la DCO avant et après la fixation de l'aérateur
au niveau de la trappe 1

DCO (mg/L)	Sans aérateur		Avec aérateur	
	Avant vidange		Après vidange	
	P1	P2	P1	P2
E1	944	1046	149	315
E2	1404	979	75	393
E3	1012	1226	269	897
E4	1227	1124	119	456
Moyenne	1147	1094	153	515
Min	944	979	75	315
Max	1404	1226	269	897
Norme	800	800	800	800

P1 = avant la trappe 1, P2 = après la trappe 1, AV = avant vidange, V = vidange, E = échantillon

Les résultats montrent que pour P1 il y a une diminution de la concentration de la DCO avant et après la vidange et avant et après fixation de l'aérateur. En effet, la moyenne de concentration de DCO de P1AV avant la fixation de l'aérateur est égale à 1147 mg/L. Cependant, la moyenne de la concentration de DCO de P1 après vidange et en présence de l'aérateur a baissé à 153 mg/L, soit une diminution de l'ordre de 74 %. De même pour P2, la moyenne de concentration de la DCO de P2AV avant la fixation de l'aérateur est égale à 1094 mg/L alors qu'après la fixation de l'aérateur et en après vidange est égale à 515 mg/L. De ce fait, suite à la fixation de l'aérateur au niveau de la première trappe à graisse l'entreprise ne trouve plus des grandes variations au niveau de la concentration de la DCO. Néanmoins, au cours d'une journée de production on peut avoir des valeurs légèrement supérieures à la norme (P2V_{E3} avec aérateur= 897 mg/L). Ceci peut être expliqué par le rejet direct d'un produit alimentaire riche en matière organique tout au long de l'échantillonnage.

3.3.3 Suivi d'huiles et graisses totales

Suite à la fixation du tamis, la quantité d'huiles et graisses dans l'eau a diminué, mais reste toujours au-dessus de la norme. Le tableau 3.6 illustre maintenant la concentration d'HGT obtenues avant et après la fixation de l'aérateur.

Tableau 3.6 Variation d'huiles et graisses totales avant et après la fixation de l'aérateur au niveau de la trappe 1

HGT (mg/L)	Sans aérateur		Avec aérateur	
	P1 AV	P2 AV	P1V	P2V
E1	1001	822	1555	1034
E2	1316	704	967	906
E3	1168	465	949	1043
E4	904	742	1318	956
Moyenne	1098	683	1192	1059
Min	904	465	949	906
Max	1316	822	1555	1043
Norme	150	150	150	150

P1 = avant la trappe 1, P2 = après la trappe 1, AV = avant vidange, V = vidange, E = échantillon

Les résultats obtenus montrent que la fixation de l'aérateur entraîne une augmentation de la concentration d'huile et graisses totales malgré la vidange effectuée. En effet, la moyenne de la concentration d'HGT au niveau de P1AV avant la fixation de l'aérateur est égale à 1098 mg/L alors celle de P1V avec aération est plus grande et égale à 1192 mg/L. De même, pour la concentration d'HGT de P2, elle est passée de 683 mg/L pour P2AV à 1059 mg/L pour P2V après fixation de l'aérateur. Ceci démontre que la fixation de l'aérateur entraîne une augmentation de la concentration d'huile et graisses. Ceci peut être expliqué par le fait que l'aérateur permet une homogénéisation de l'eau (et des écumes et boues stockées) au niveau de la trappe et empêche la décantation des particules solides et la flottation de la graisse. Les moyennes de la concentration d'huile et graisse après la fixation de l'aérateur ne respectent pas la norme.

3.3.4 Suivi des matières en suspension (MES)

Les résultats des mesures de MES effectuées avant et après la fixation de l'aérateur sont présentés au tableau 3.7. La concentration moyenne de MES de P1AV avant la fixation de l'aérateur était égale à 113 mg/L, tandis qu'elle diminue à 98 mg/L après sa fixation. De même, pour P2, la concentration moyenne de MES est passée de 135 à 108 mg/L après fixation de l'aérateur. L'aération montre ainsi un effet peu marqué sur les résultats de MES obtenus. Toutes les valeurs se situent en dessous de la norme de 500 mg/L démontrant à nouveau l'effet de l'installation du tamis en amont dans l'usine.

Tableau 3.7 Variation de MES avant et après la fixation de l'aérateur au niveau de la trappe 1

MES (mg/L)	Sans aération		Avec aération	
	P1AV	P2AV	P1V	P2V
E1	121	157	27	120
E2	75	132	119	118
E3	163	129	105	110
E4	92	124	140	86
Moyenne	113	135	98	108
Min	75	124	27	86
Max	163	157	140	120
Norme	500	500	500	500

P1 = avant la trappe 1, P2 = après la trappe 1, AV = avant vidange, V = vidange, E = échantillon

3.3.5 Synthèse

En présence d'aération, une variation au niveau des paramètres physico-chimiques est constatée. En effet, le pH devient plus homogène et plus proche de la norme acido-basique. Également, l'aération favorise des conditions aérobies permettant d'avoir une DCO plus basse qui respectent la norme. La concentration de MES a légèrement diminué en présence de l'aérateur, mais toutes les concentrations se trouvaient déjà en dessous de la norme, confirmant alors l'effet bénéfique du tamis installé plus en amont en usine. La concentration d'huiles et graisse totales a quant à elle augmenté en présence de l'aérateur. La concentration d'HGT reste toujours un problème pour l'entreprise et l'aération ne s'avère pas une méthode efficace pour le traiter.

3.4 Phase 4 : la flottation à air dissous (FAD)

Les essais de flottation à air dissous ont été réalisés pour les effluents P1 (zone 1) et P3 (zone 2). Ce système permet d'associer les matières en suspension (flocons, particules,

organismes, etc.) qui sont présentes dans l'eau aux microbulles d'air formées pour être ensuite ramenées à la surface. Il se forme une couche flottante de mousse (boue).

Les performances des systèmes de traitement ont été évaluées par des paramètres d'évaluation environnementale ciblés et problématiques pour l'entreprise, soit les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO) ainsi que les huiles et graisses totales (HGT).

3.4.1 Suivi du pH

Durant cette phase, les mesures de pH pour la zone 1 montrent un pH acide avec une moyenne géométrique de l'ordre de 6.2. Pour la zone 2, le pH est basique avec une moyenne géométrique de l'ordre de 9.8.

3.4.2 Mesure de la DCO avec différents taux de circulation saturée

Les résultats de DCO des différents échantillons en fonction pourcentage d'eau pressurisée (%) en air dissous sont présentés à la figure 3.18.

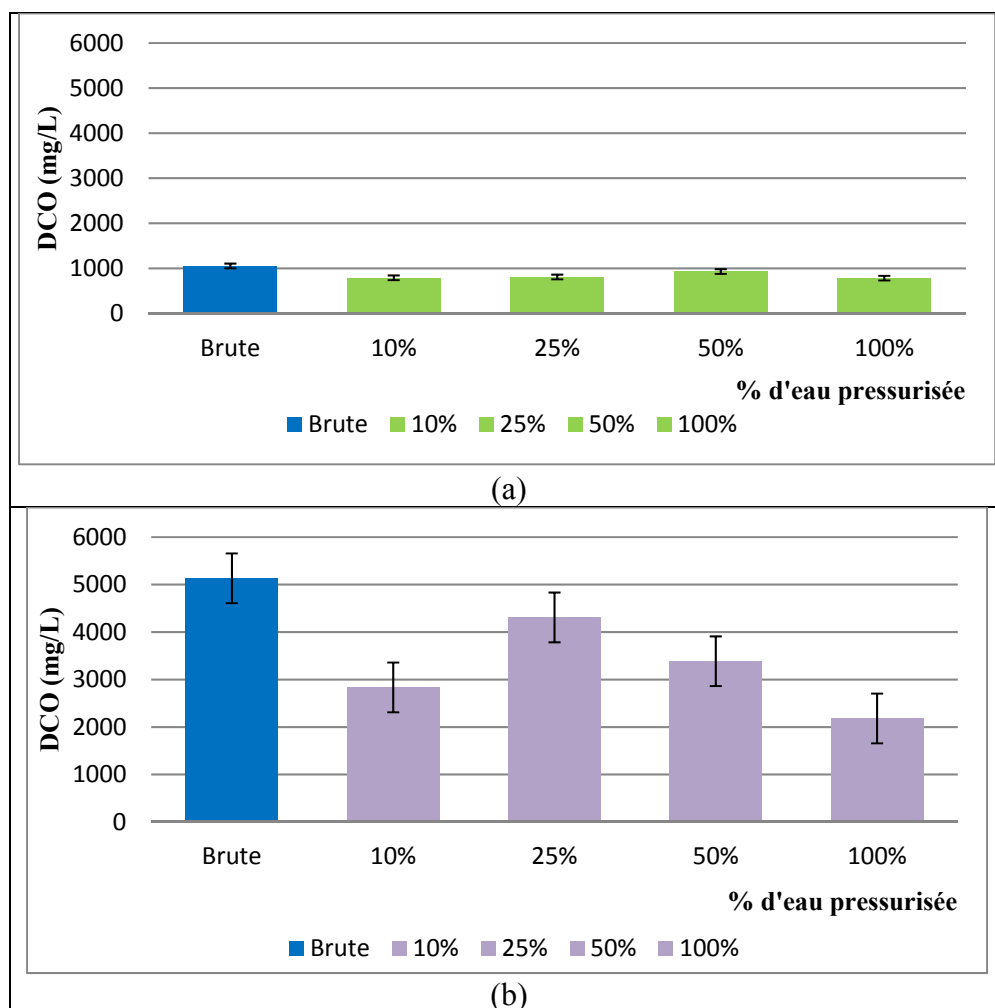


Figure 3.18 Résultats de DCO pour P1 (a) et P3 (b) en fonction du pourcentage d'eau pressurisée

Les résultats obtenus indiquent que pour les eaux de la zone 1 et 2, un pourcentage d'eau pressurisée de 100 % semble être le plus adéquat afin de minimiser la concentration des DCO dans l'effluent. En effet, pour l'eau de la zone P1, la pressurisation a permis d'obtenir une eau dont la concentration se situe en dessous de la valeur normative de 800 mg/L, avec une valeur de 782 mg/L. Par contre, pour l'eau P3 de la zone 2, même une diminution de la DCO est constatée, la DCO résiduelle demeure toujours bien au-delà de la norme avec une valeur de 2181 mg/L.

3.4.3 Résultats de MES

Lorsque les matières remontent à la surface, une couche de mousse se forme en surface. De ce fait, l'enlèvement de cette mousse permet de réduire les matières en suspension. Les figures 3.19 et 3.20 présentent l'effet de la pressurisation de différents pourcentages d'eau sur chacun des échantillons testés P1 et P3.

Le résultat de MES pour l'eau brute de la zone 1 « brute » est déjà en dessous de la valeur normative de 500 mg/L. Pour l'eau de la zone 2, la concentration de l'eau brute dépasse largement la norme avec une valeur de 1475 mg/L (figure 3.19 (a)). Suite à la flottation à air dissous, un pourcentage de 100 % d'eau pressurisée a permis d'abaisser la valeur de MES des eaux P1 et P3 à des valeurs respectives de 252 et 1098 mg/L. Des résultats semblables ont été obtenus pour l'eau P1 avec les autres pourcentages d'eau pressurisée testés, à l'exception du taux de 10 % avec une valeur de MES plus élevées de 354 mg/L. Pour l'eau de la zone 2, un pourcentage d'eau pressurisée en deçà de 100 % n'a pas permis l'obtention d'aussi bons résultats avec des MES variant entre 1301 et 1483 mg/L selon le taux de pressurisation appliqué (figure 3.19 (a)).

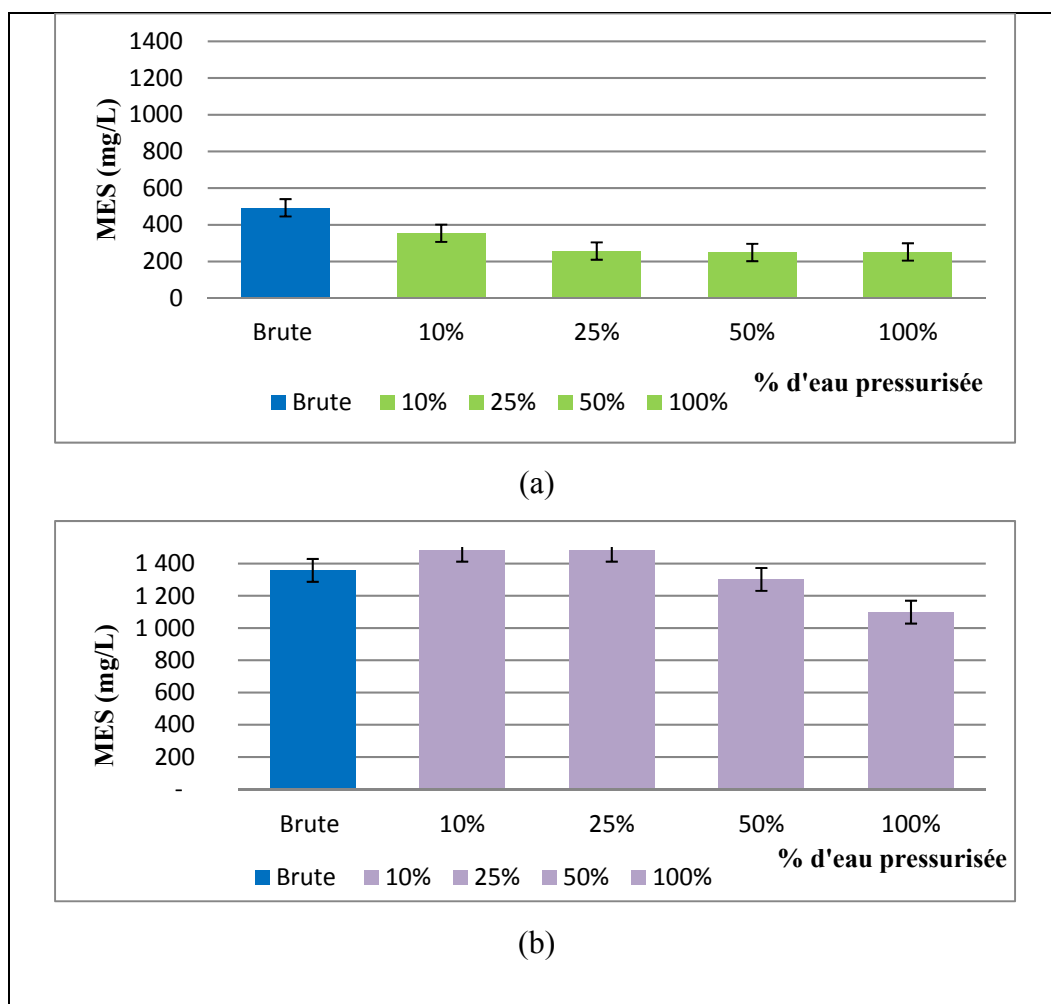


Figure 3.19 Résultats de MES pour P1 (a) et P3 (b) en fonction du pourcentage d'eau pressurisée

3.4.4 Résultats des huiles et graisses totales

Les résultats d'HGT obtenus suite aux différents essais de flottation à air dissous sont présentés à la figure 3.21. Un pourcentage de 50 % d'eau pressurisée a permis d'abaisser la valeur des HGT des eaux P1 et P3 à des valeurs respectives de 557 mg/L et 2208 mg/L, soit des enlèvements de l'ordre 50 % (soit 47 et 59 %) par rapport aux teneurs présentes dans l'eau brute de 1047 et 5325 mg/L. Contrairement aux autres paramètres précédemment étudiés (MES, DCO), un pourcentage de 100 % d'eau pressurisée n'est pas celui qui a permis d'atteindre les meilleurs résultats avec des valeurs résiduelles respectives de 792 et

2395 mg/L dans les eaux P1 et P3. La différence de résultats entre des pourcentages de pressurisation de 100 % et 50 % demeure toutefois dans l’incertitude liée à l’analyse. Globalement, les résultats demeurent bien supérieurs à celui de la valeur normative qui s’établit à 150 mg/L.

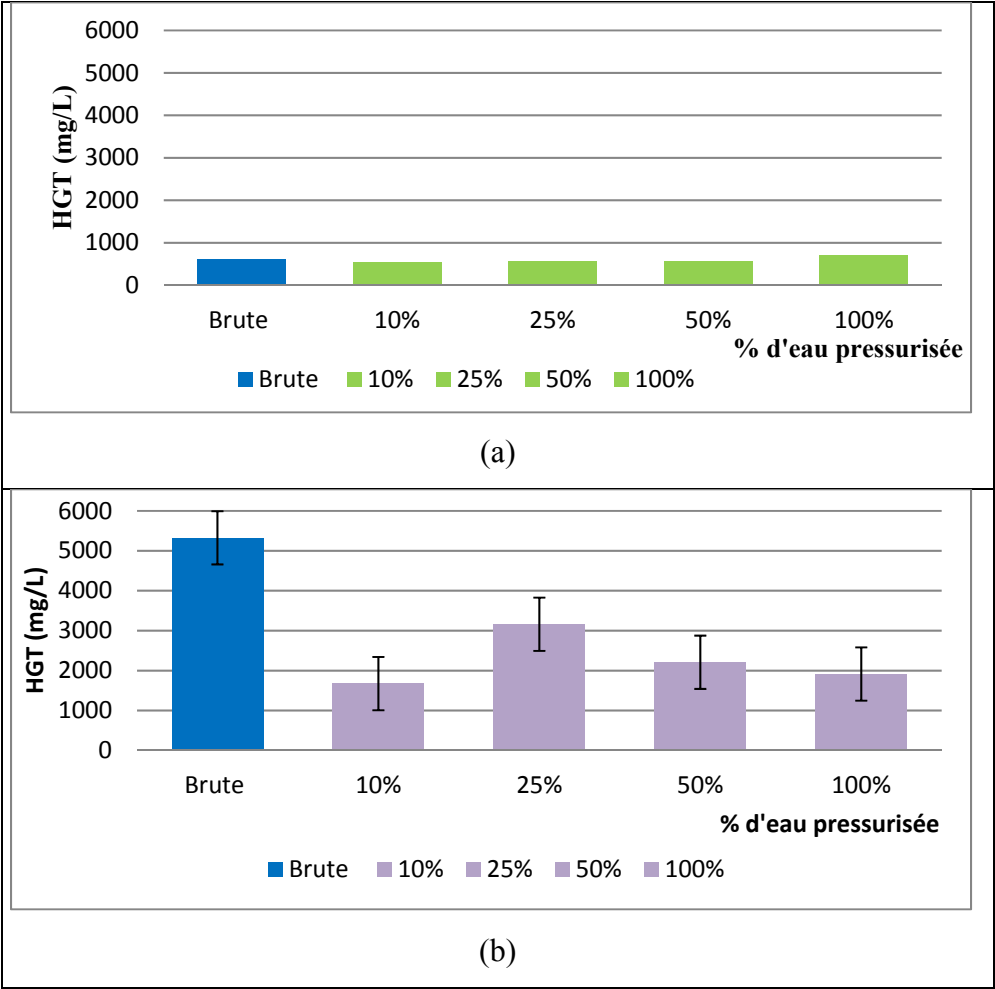


Figure 3.20 Résultats d’huiles et graisses totales pour P1 (a) et P3 (b) en fonction du pourcentage d’eau pressurisée

3.4.5 Synthèse

Les résultats obtenus pour le traitement des eaux usées issues de la zone 1 et de la zone 2 par la flottation à l'air dissous (FAD) montrent que l'efficacité d'enlèvement de la DCO et de MES est obtenus avec un pourcentage d'eau pressurisée de 100 %. Pour les HGT, les valeurs résiduelles les plus faibles ont été obtenues avec un pourcentage d'eau pressurisée de 50 %. La flottation à air dissous s'est avérée suffisamment efficace pour diminuer sous la norme les matières en suspension au niveau de l'eau de la zone 1. Pour les eaux de la zone 2, les valeurs de MES ont diminués, mais reste au-dessus de la valeur normative. La même conclusion s'applique à la DCO avec valeur résiduelle tout juste sous la norme a été obtenue pour l'eau issue de la zone 1 tandis que des valeurs au-delà de la norme ont été observées pour l'eau de la zone 2. Concernant les HGT, les résultats obtenus suite au traitement restent toujours en dessus de la norme, ce qui amène à conclure que le traitement des eaux usées de l'effluent de la zone 1 et 2 par la flottation à l'air dissous ne constitue globalement pas une solution efficace pour l'amélioration des paramètres physico-chimiques visés.

3.5 Phase 5 et 6 : séparation membranaire

Les essais de filtration membranaire par ultrafiltration (UF) et nanofiltration (NF) ont été réalisés sur les eaux brutes issues des deux zones de l'usine : zone 1 et zone 2. Ils ont permis d'évaluer le potentiel de l'UF et la NF sur l'enlèvement des trois contaminants ciblés contenus dans les effluents, soit la DCO, les MES et les HGT. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 3.9. L'effluent de la zone 1 (P1) est généralement moins riche en matière organique et visiblement plus claire par rapport à effluent de la zone 2 (P3). Pour cette raison, une séparation NF de l'effluent filtré par l'UF pour la zone 2 a été réalisée.

Tableau 3.8 Propriétés physico-chimiques des effluents de la zone 1
et la zone 2 suite à la séparation membranaire UF et NF

Paramètres		pH	DCO	MES	HGT
P1 (zone 1)	Eau brute	6,2	1052	220	1123
	Rétentat d'UF	4,8	2640	304	3038
	Filtrat d'UF	5,7	960	1	199
	Filtrat de NF	3,4	480	< 1	146
P3 (zone 2)	Eau brute	9,8	5132	1508	5616
	Rétentat d'UF	9,1	5328	1667	28157
	Filtrat d'UF	8,9	2158	307	249
	Filtrat de NF	3,6	624	262	7
Norme		6,5-9,0	800	500	150

3.5.1 Zone 1

Le pH de l'effluent brut de la zone 1 est acide avec une valeur de 6,2. Il a diminué après la filtration membranaire UF pour atteindre une valeur égale à 4,7. De plus, le pH a diminué suite à la nanofiltration : pH plus acide et égale à 3,4. Concernant le rétentat de l'effluent brut, il présente une valeur de pH plus acide que l'eau brute et qui est égal à 4,8. Ce résultat est logique étant donné que le pH du filtrat d'UF a augmenté (5,7) par rapport à celui de l'eau brute (6,2). De ce fait, la filtration membranaire de l'effluent brut de la zone 1 avec les deux types de membranes, la nanofiltration et l'ultrafiltration a acidifié le milieu. Pour la DCO, l'UF a permis de diminuer sa concentration en passant de 1052 mg/L à 960 mg/L, soit au-dessus de la norme de 800 mg/L. La NF a toutefois permis de diminuer la DCO au deçà de la valeur normative avec une valeur de 420 mg/L. Pour le MES, bien que l'eau brute présentait une concentration de 220 mg/L, l'enlèvement obtenu par UF est quasi complet avec près de 1 mg/L dans l'eau filtrée. La NF apparaît alors inutile pour ce paramètre qui est totalement sous contrôle suite à l'UF. Des valeurs au-delà de celles de MES ont parfois été obtenues et

elles s'expliquent par l'incertitude liée à la méthode gravimétrique de dosage de MES. Les MES sont ainsi composées en quasi-totalité de matière organique. Finalement, en ce qui concerne les HGT, la concentration a diminué de 1123 mg/L à 199 mg/L suite à l'UF, puis jusqu'à 146 mg/L suite à la NF. Cette dernière se situe juste en deçà de la valeur normative de 150 mg/L.

3.5.2 Zone 2

L'eau brute issue de la zone 2 présente un pH basique avec une valeur de 9,8, soit au-dessus de la norme de 9,0. Après l'UF, le pH demeure basique avec une valeur de 8,9 se situant alors légèrement en dessous de la valeur normative. Suite à la NF, le pH devient acide avec une valeur de 3,6, soit bien en deçà de la valeur normative de 6,5. La DCO de l'eau brute de la zone 2 est concentrée avec une valeur de 5132 mg/L, mais diminue à 2158 mg/L suite l'UF, puis à 624 mg/L suite à la NF. Cette valeur se situe en dessous de la valeur normative de 800 mg/L. Pour le MES, la membrane d'UF permet de diminuer la concentration de 1508 à 307 mg/L, soit en deçà de la valeur normative de 500 mg/L. L'UF permet de compléter le traitement avec une valeur résiduelle en MES de 262 mg/L. Toutefois, les valeurs obtenues ne sont pas rationnelles. En effet, les membranes UF et NF retiennent normalement toutes particules dont le diamètre est supérieur à 0,1 μm , comme le démontre les résultats obtenus lors de la phase précédente avec l'eau de la zone 1 – essais réalisés avec le même jeu de membrane –, et où les MES sont négligeables (tableau 3.9). Cela est dû peut-être à une contamination au niveau des échantillons recueillis (erreur expérimentale). Les concentrations obtenues, malgré les abattements obtenus, suggèrent aussi le problème de contamination, celles-ci étant une composante de MES présentes. En ce qui concerne les HGT, bien particulièrement élevée à l'eau brute avec 5616 mg/L, l'UF a permis de diminuer la concentration à 249 mg/L, soit au de delà de la norme de 150 mg/L. La NF a ensuite permis un abattement au-delà des attentes normatives avec une valeur de 7 mg/L.

3.5.3 Synthèse

Les résultats obtenus montrent que l'UF élimine en quasi-totalité les matières en suspension de l'effluent brute. Par contre, pour la DCO et les HGT, les concentrations diminuent, mais demeurent toujours au-dessus de la norme. La séparation par NF permet de compléter le traitement en diminuant les concentrations de DCO (zone 1 égale à 480 mg/L ; zone 2 égale à 624 mg/L) et de HGT (zone 1 égale à 146 mg/L; zone 2 égale à 7 mg/L), en dessous de la norme de la Communauté métropolitaine de Montréal. Toutefois, l'UF génère un problème de pH acide se situant sous la valeur normative attendue.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

Le processus de préparation des produits alimentaires génère des eaux usées avec des caractéristiques physicochimiques qui ne respectent pas toujours le cadre réglementaire établi par la communauté métropolitaine de Montréal (CMM) tel que discuté dans les résultats de la phase 0. La présence d'un mélange de plusieurs déchets solides (fromage, pâte, papier, viandes, etc.) et liquides (lait, sauce tomate, produits chimiques, agent de conservation, etc.) rend le choix de la méthode de traitement approprié plus difficile. Afin d'étudier les méthodes choisies en adéquation avec ce genre d'industrie, des analyses ont été effectuées dans le but d'identifier la contribution de chaque méthode ainsi que leur niveau d'efficacité respectif en vue de respecter les valeurs réglementaires.

Le pH est l'un des paramètres qui s'est avéré problématique. Selon la réglementation, le pH doit varier entre 6,5 et 9,0. Selon les analyses obtenues dans la phase 1 (trappe à graisse + vidange) et 2 (trappe à graisse + vidange + tamis), il est difficile de prédire le comportement de ce paramètre suite à l'application des méthodes de traitement telles que l'utilisation de trappe à graisse, la vidange et le tamis. En effet, les valeurs de pH varient en fonction de la nature des produits fabriqués, des matières primaires consommées et des produits de nettoyage utilisés. Il est à noter que le pH a augmenté de 6,2 jusqu'à 7 suite à l'installation de l'aérateur (phase 3). L'apport en oxygène diminuerait le processus de décomposition anaérobie des boues des trappes à graisses, limitant ainsi le relargage d'acides organiques de digestion et les pH acides.

La DCO est aussi un autre paramètre où l'entreprise ne respecte pas la réglementation (800 mg/L) malgré l'usage d'une trappe à graisse et la vidange mensuelle réalisée. Généralement, une teneur élevée en DCO est associée à une forte présence de matières organiques dans les eaux usées. Pour remédier à ce problème, l'utilisation de tamis

(installés dans les salles de préparation des aliments, i.e. à la source) permet de réduire les quantités de déchets solides dans les eaux usées qui sont responsables de la forte présence de matière organique (d'où les DCO élevées). Dans ce contexte, on observe une réduction qui a atteint 50 % dans la zone 1 et 81 % dans la zone 2 suite à l'implantation de tamis (Phase 2). Toutefois, cette manœuvre n'est pas suffisamment efficace et la DCO demeure toujours au-delà de la valeur réglementaire. L'ajout d'un aérateur (Phase 3) dans la trappe à graisse a augmenté l'efficacité d'enlèvement de la DCO avec une réduction atteignant maintenant 75 %, de manière à ramener la DCO à un niveau acceptable pour la zone 1. En effet, l'aérateur apporterait aux micro-organismes aérobies de l'oxygène qui va maintenir leur développement et assurer la dégradation par voie biologique de ces matières organiques. Il est clair que la combinaison des quatre méthodes (Trappe à graisse + Vidange + Tamis + Aérateur) pour déduire la DCO offre des résultats satisfaisants (Tableaux 4.1 et 4.2).

Les HGT constituent un paramètre critique pour l'entreprise avec des dépassements systématiques de la valeur réglementaire de 150 mg/L. En moyenne, la teneur en HGT est de près de 1750 mg/L dans la zone 1 (≈ 12 fois plus que la norme) et de près de 2400 mg/L dans la zone 2 (≈ 15 fois plus que la valeur réglementaire). Malgré que l'utilisation de la combinaison Trappe à graisse + Vidange + Tamis + Aérateur (phase 3) contribue à réduire considérablement la teneur en HGT, la valeur résiduelle demeure toujours au-dessus de la valeur réglementaire visée. En ce qui concerne les huiles et graisses minérales, la vidange réduit de 86 % ce paramètre pour le ramener à un niveau acceptable (5 mg/L), soit sous la valeur réglementaire (Tableaux 4.1 et 4.2).

Pour le MES, des pourcentages de réduction de 19 % et de 35 % ont été respectivement obtenus dans les zones 1 et 2 suite à la vidange des trappes à graisse. Avec l'utilisation de tamis en amont (Phase 2), l'efficacité a augmenté pour atteindre respectivement 80 % et 79 % de réduction dans les zones 1 et 2. Il faut signaler que dans ce cas, la valeur réglementaire est respectée.

Tableau 4.1 Pourcentage de réduction des paramètres physico-chimiques de la Zone 1
Phase 1, 2 et 3

	DCO (mg/L)	Huiles et graisses totales (mg/L)	Huile et graisse minérale (mg/L)	MES (mg/L)
Phase 1 (Trappe à graisse + Vidange)	8%	-24%	✓ -86%	✓ -19%
Phase 2 (Trappe à graisse+Vidange+tamis)	-50%	-39%		✓ -80%
Phase 3 (Trappe à graisse+Vidange+Tamis+Aérateur)	✓ -75%	-39%		✓ -67%

Augmentation	Diminution	✓ 0% Respecte la norme
--------------	------------	------------------------

Tableau 4.2 Pourcentage de réduction des paramètres physico-chimiques de la Zone 2
Phase 1, 2 et 3

	DCO (mg/L)	Huiles et graisses totales (mg/L)	Huile et graisse minérale (mg/L)	MES (mg/L)
Phase 1 (Trappe à graisse + Vidange)	-43%	-21%	✓ -85%	✓ -35%
Phase 2 (Trappe à graisse+Vidange+tamis)	-81%	-39%		✓ -79%
Phase 3 (Trappe à graisse+Vidange+tamis+aérateur)				

Augmentation	Diminution	✓ 0% Respecte la norme
--------------	------------	------------------------

Suite à l'implémentation effective de ces mesures préliminaires (Phase 1, 2 et 3) dans l'entreprise, une phase d'expérimentation en laboratoire a permis d'étudier des méthodes de flottation à air dissous et de filtration membranaire (UF, NF) pour augmenter l'efficacité de traitement des eaux usées. Dans la phase 4, on remarque que la flottation à air dissous présente peu d'effet sur la variation du pH, les résultats obtenus après flottation à air dissous donnent les mêmes valeurs de pH que d'eau brute. Alors que l'utilisation des membranes UF et NF rend le pH plus acide. En effet, le pH diminue respectivement de 5,7 et 3,4 pour la filtration membranaire UF et NF pour la zone 1 (voir Annexe 1). De même pour la zone 2, on observe des diminutions respectives de 8,9 et 3,5 avec la membrane UF et NF

(voir Annexe 2). Ces analyses montrent que le choix de la membrane est difficile à réaliser et dépend de la nature de l'activité de l'entreprise. Ainsi, il est recommandé à l'entreprise d'appliquer le principe de réduction à la source et de faire plus attention aux rejets liquides déversés à l'égout afin de respecter les valeurs réglementaires de pH. De ce fait, un ajustement du pH pourrait s'avérer nécessaire avec la NF.

Par ailleurs, l'utilisation d'un tamis et d'une flottation à air dissous permet de réduire la DCO de 26 % et de 58 % dans les zones 1 et 2 respectivement. Avec cette réduction, la DCO dans la zone 1 respecte la valeur limite réglementaire, alors qu'elle demeure toujours problématique dans la zone 2. Donc, si on veut utiliser cette combinaison de méthodes de traitements, il faut travailler sur l'élimination à la source pour abaisser le niveau de DCO. Suite à la flottation, un lit de boue « écume » (mélange eaux usées + déchets solides) flottante à la surface, et qui présente un volume non négligeable (environ 90 mL/L d'eau usée traitée) est générée. Ce volume devra être géré par l'entreprise. Finalement, en analysant les résultats avec la séparation membranaire, des réductions de 9 % et de 54 % ont été respectivement obtenues dans la zone 1 avec les membranes UF et NF. Pour la zone 2, des réductions de 58 % et 88 % ont été respectivement observées avec les membranes UF et la combinaison UF+NF. Donc, la mise en place d'une membrane NF est la méthode la plus efficace et garantit une faible teneur en DCO et ce, en deçà de la valeur réglementaire.

Pour le MES, des réductions respectives de 49 % et 26 % ont été obtenues dans les zones 1 et 2 suite au traitement d'eaux usées avec la méthode de flottation à air dissous. Avec cette réduction, les MES dans la zone 1 respectent la valeur réglementaire, alors que dans la zone 2, elles demeurent toujours au-dessus de la norme. En utilisant la séparation membranaire avec les deux membranes ultrafiltration et nanofiltration (UF et NF), une élimination complète de MES a été obtenue dans la zone 1 (100 % pour la phase 4 et 5), alors que des réductions respectives de 79 % et de 82 % ont été observées avec les membranes UF et NF dans la zone 2.

Par ailleurs, la flottation à air dissous a démontré des résultats satisfaisants quant à la diminution de la problématique liée au pH. Une combinaison des méthodes de flottation et d'ultrafiltration pourrait donc être envisagée. Ceci est confirmé par l'étude menée par Jamaly et al. (2015) sur des eaux d'industries alimentaires dans laquelle une technologie combinée des deux méthodes, soit la flottation à air dissous et la filtration, s'est avérée efficace. En effet, des enlèvements respectifs de DCO et d'HGT de l'ordre de 99,2 % et 99,9 % ont été obtenus (Jamaly, Giwa et Hasan, 2015).

Tableau 4.3 Pourcentage de réduction des paramètres physico-chimiques de la Zone 1
Phase 4, 5 et 6

	DCO (mg/L)	Huiles et graisses totales (mg/L)	Huile et graisse minérale (mg/L)	MES (mg/L)
Phase 4 (Tamis+ flottation)	✓ -26%	-9%		✓ -49%
Phase 5 (Tamis+membrane UF)	-9%	-68%		✓ -100%
Phase 6 (Tamis+membrane NF)	✓ -54%	✓ -76%		✓ -100%

 Augmentation	 Diminution	 0% Respecte la norme
--	--	---

Tableau 4.4 Pourcentage de réduction des paramètres physico-chimiques de la Zone 2
Phase 4, 5 et 6

	DCO (mg/L)	Huiles et graisses totales (mg/L)	Huile et graisse minérale (mg/L)	MES (mg/L)
Phase 4 (Tamis+ flottation)	-58%	-59%		-26%
Phase 5 (Tamis+membrane UF)	-58%	-95%		✓ -79%
Phase 6 (Tamis+membrane NF)	✓ -88%	✓ -100%		✓ -82%

 Augmentation	 Diminution	 0% Respecte la norme
--	--	---

Bien que la filtration membranaire (filtrat UF et filtrat NF) s'avère la meilleure méthode et répond aux exigences réglementaires, elle déplace le problème dans une phase liquide concentrée (rétentat). Il faut signaler que les valeurs des paramètres physicochimiques (DCO,

MES et HGT) obtenues pour le rétentat d'UF sont plus élevées que les valeurs mesurées pour l'eau brute. Le débit de rétentat pourrait ainsi être acheminé vers les deux trappes à graisses afin d'intercepter les polluants ciblés. La mise en place des deux membranes d'UF et de NF à la sortie des effluents des deux zones 1 et 2 doit être accompagnée d'une réduction à la source. L'effluent est circulé en premier lieu au niveau de la membrane UF afin de filtrer au maximum les particules avec un diamètre entre 0,1 et 0,01 μm . Une deuxième filtration a lieu par la membrane NF afin de réduire les particules entre 0,01 et 0,001 μm de diamètre. Le perméat est acheminé vers le drain municipal alors que le rétentat est rejeté dans les trappes à graisses. De plus, l'aérateur fixé au niveau de la trappe à graisse est mis en marche afin d'avoir un pH moins acide. Afin de garantir avec plus de certitude les résultats obtenus, des études complémentaires sont nécessaires pour tester ces méthodes en fonction des variations de caractéristiques d'eau des zones 1 et 2 dans un horizon plus représentatif (horaire, journalier, hebdomadaire, mensuel, etc.).

CONCLUSION

L'entreprise alimentaire génère des eaux usées dont les paramètres physico-chimiques (pH, MES, DCO, HGT) ne respectent pas toujours la réglementation en vigueur. Dans le cadre de ce projet et afin de répondre aux exigences environnementales, différentes alternatives ont été analysées dans l'entreprise allant d'interventions plus amont dans la chaîne de préparation des aliments jusqu'au traitement des effluents en aval. Certaines solutions s'en dégagent et elles pourraient être mises en place dans les années à venir.

Au cours de la phase 1, les deux trappes à graisses situées en aval en sortie d'usine étaient comblées rapidement par les déchets solides, les rendant peu efficaces, voire inefficaces. De ce fait, des vidanges mensuelles des deux trappes à graisses ont entraîné une diminution des valeurs des paramètres physico-chimiques étudiés (pH, DCO, HGT). Toutefois, ces valeurs sont demeurées au-delà de celles visées par règlement. Les valeurs de pH des deux trappes à graisses durant une journée de production sont généralement acides avant et après vidange et ne respectent pas la norme acido-basique. Pour la DCO au niveau des deux trappes à graisses, le suivi réalisé visait à préciser, d'une part, le rôle de la trappe à graisse sur l'abattement de la DCO de l'affluent et d'autre part, l'effet de la vidange. La concentration de la DCO avant et après la trappe à graisse 1 est variable en fonction du temps. En effet, la DCO diminue suite au passage de l'effluent par la trappe à graisse 1 et après la vidange, mais les valeurs demeurent au-dessus de la celle réglementaire. Concernant la trappe à graisse 2, les concentrations de la DCO enregistrées après la vidange sont réduites, mais qui restent toujours au-dessus des valeurs normatives. Les analyses de la moyenne des échantillons prélevés au niveau de chaque trappe à graisse avant ou après la vidange indiquent que les valeurs d'HGT après la vidange restent toujours au-dessus de la norme. Pour la concentration des matières en suspension, la trappe 1 après vidange respecte la norme de MES. Par contre, les données obtenues montrent que la trappe 2 est complètement dysfonctionnelle pour éliminer les MES.

Lors de la phase 2, la fixation du tamis au niveau des drains à l'intérieur des salles de préparation des aliments de l'usine a permis de retenir les déchets solides de diamètre supérieur de 6,2 mm. En effet, au cours de la réalisation de la phase 1, les deux trappes à graisses étaient remplies de déchets solides (grosses particules de fromage, de papiers plastiques, des bols de soupe, des gants, etc.) provoquant le blocage rapide des trappes à graisses. Les analyses ont montré que la fixation de tamis au niveau des drains en amont constituait une solution qui permet ramener certains paramètres pH, DCO, HGT et MES aux valeurs normatives.

Au cours de la phase 3, une variation au niveau des paramètres physico-chimiques est constatée au niveau de la trappe à graisse 1 en présence d'aération. En effet, le pH devient plus homogène et il s'approche de la norme acido-basique. Également, l'aération favorise des conditions aérobies permettant l'obtention d'une concentration en DCO et en MES plus faible et qui respecte la valeur réglementaire. La concentration d'HGT reste toujours un problème pour l'entreprise et l'aération ne s'avère ainsi pas une méthode pour les traiter.

Lors de la phase 4, le traitement des eaux issues des zones 1 et 2 par un procédé de flottation à l'air dissous (FAD) montre que l'efficacité d'enlèvement de la DCO et de MES réductions de la DCO et de MES est obtenu avec un pourcentage d'eau pressurisée de 100 %. Pour les HGT, les valeurs résiduelles les plus faibles ont été obtenues avec un pourcentage d'eau pressurisée de 50 %. Durant cette phase, la mesure de pH pour la zone 1 a présenté un pH acide avec une moyenne géométrique de l'ordre de 6,2 et un pH basique avec une moyenne géométrique de l'ordre de 9,8 au niveau de la zone 2. La flottation à air dissous s'est avérée suffisamment efficace pour diminuer les MES sous les valeurs réglementaires au niveau de l'eau de la zone 1. Pour les eaux de la zone 2, les valeurs de MES ont diminués, mais reste au-dessus de la valeur réglementaire. La même conclusion s'applique à la DCO avec une valeur résiduelle au-dessous de la valeur exigée pour l'eau issue de la zone 1, mais au-dessus pour l'eau de la zone 2. Concernant les HGT, les résultats obtenus suite au traitement restent

toujours au-dessus de la valeur réglementaire, ce qui amène à conclure que le traitement des eaux usées de l'effluent de la zone 1 et 2 par la flottation à l'air dissous ne constitue globalement pas une solution pour la réduction des paramètres physico-chimiques visés. Par contre, l'écume (mélange eaux usées + déchets solides) flottante à la surface, et qui présente un volume non négligeable (± 45 mL durant chaque flottation de 500 mL d'eau usée) est générée.

Au cours de la phase 5, les résultats de filtration membranaires obtenus montrent que l'ultrafiltration (UF) élimine en quasi-totalité les matières en suspension de l'effluent brute. Par contre, pour la DCO et les HGT, les concentrations diminuent, mais demeurent toujours au-dessus des valeurs réglementaires. La séparation par UF permet de compléter le traitement en diminuant les concentrations de DCO et d'HGT au-dessous de la norme. Toutefois, l'UF génère un problème de pH acide se situant sous la valeur réglementaire attendue. Ce problème de pH doit être géré par l'entreprise.

Pour la zone 1, la membrane NF semble être la méthode la plus efficace pour réduire les valeurs des paramètres physico-chimiques et répondre aux exigences réglementaires. La filtration membranaire en présence du tamis installé en amont a permis de réduire la DCO de 1052 mg/L à 480 mg/L et d'HGT de 1123 mg/L à 149 mg/L ainsi qu'une élimination totale des matières en suspension (MES). Cependant, le pH est plus acide et a atteint une valeur de 3,4. Les valeurs obtenues de la DCO, des HGT et de MES respectent ainsi toutes les valeurs réglementaires. Pour la zone 2, la combinaison des deux membranes (UF) et (NF) semble être la méthode la plus adéquate pour diminuer le colmatage du filtre membranaire et pour réduire les paramètres physico-chimiques avec l'obtention de réductions de la DCO de 5132 à 624 mg/L, de MES de 1508 à 262 mg/L et de HGT de 5616 à 7 mg/L. Par ailleurs, la filtration membranaire (UF) et (NF) a généré un rétentat avec des valeurs plus concentrées que l'eau brute. De ce fait, un rejet direct du rétentat au niveau des trappes à graisses suivi d'une vidange mensuelle peut être une solution pour l'entreprise. Des analyses complémentaires permettent de valider ce scénario incluant une étude économique.

Durant ce projet, les différentes phases d'analyses ont permis d'identifier le potentiel de chaque méthode de traitement. Certes, la combinaison de méthode de prétraitement tamis + aération avec la méthode de traitement avec filtration membranaire UF+ NF permet de répondre aux exigences réglementaires pour les paramètres physico-chimiques étudiés. Afin de garantir avec certitude les résultats obtenus, des études complémentaires sont nécessaires.

Dans un premier lieu, des essais complémentaires devront permettre de tester ces méthodes en fonction des variations de caractéristiques d'eau des zones 1 et 2 dans un horizon plus représentatif (horaire, journalier, hebdomadaire, mensuel, etc.) ceci permettra de détecter périodes critiques en rejets en eaux usées les plus polluées. Ces essais pilotes complémentaires sont nécessaires afin de confirmer avec plus de précision les résultats de traitement avec flottation à air dissous et de filtration membranaire. Ces analyses permettront aussi de valider la qualité des effluents et de déterminer les volumes exacts de boues produites (flottation) ainsi que fractions du débit en rétentat et leurs caractéristiques, etc. De plus, une étude de faisabilité sera nécessaire pour évaluer le coût d'implantation de solutions proposées. Cette étude économique permet de fournir une estimation du budget et calculer le retour sur investissement.

Dans cette étude, la comparaison de l'efficacité des méthodes de traitement entre les deux zones 1 et 2 était basée sur des échantillons d'eaux usées provenant de productions différentes. Un échantillonnage au niveau des deux trappes à graisses dans le même jour et à la même heure peut ramener à avoir plus de précision sur le rôle qui peut jouer chacune des méthodes de traitements utilisées au niveau de chaque zone.

Enfin, cette étude s'est focalisée sur l'analyse des eaux usées générées à la sortie de la zone 1 et 2. Ces eaux sont mélangées avec d'autres eaux usées générées par l'entreprise (eaux pluviales, eaux sanitaires, etc.) et sont acheminées au drain municipal, endroit de prélèvement pour le contrôle municipal. Une analyse complémentaire pour ce mélange

permettrait de s'assurer que le mélange des eaux usées après traitements respecte les valeurs réglementaires.

ANNEXE I

RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DE LA ZONE 1

Paramètre	Norme	Phase 0 (effluent de la trappe à graisse 1)	Phase 1 (Trappe à graisse + Vidange)		Phase 2 (Trappe à graisse+Vidange+Tamis)		Phase 3 (Trappe à graisse+Vidange+tamis+aérateur)	
		Moyenne	Moyenne	% de variation	Moyenne	% de variation	Moyenne	% de variation
DCO (mg/L)	800	2052	2212	8%	1023	-50%	515	-75%
Huile et graisse totales (mg/L)	150	1749	1325	-24%	1064	-39%	1059	-39%
Huile et graisse minérale (mg/L)	30	36	5	-86%				
MES (mg/L)	500	324	261	-19%	64	-80%	108	-67%

Paramètre	Norme	Effluent de la zone 1	Phase 4 (Tamis+ flottation)		Phase 5 (Tamis+membrane UF)		Phase 6 (Tamis+membrane NF)	
		Moyenne	Moyenne	% de variation	Moyenne	% de variation	Moyenne	% de variation
DCO (mg/L)	800	1052	782	-26%	960	-9%	480	-54%
Huile et graisse totales (mg/L)	150	613	559	-9%	199	-68%	146	-76%
Huile et graisse minérale (mg/L)	30							
MES (mg/L)	500	493	252	-49%	1	-100%	0	-100%

ANNEXE II

RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DE LA ZONE 2

Paramètre	Norme	Phase 0 (effluent de la trappe à graisse 2)	Phase 1 (Trappe à graisse + Vidange)		Phase 2 (Trappe à graisse+Vidange+tamis)		Phase 3 (Trappe à graisse+Vidange+tamis+aérateur)	
		Moyenne	Moyenne	% de variation	Moyenne	% de variation	Moyenne	% de variation
DCO (mg/L)	800	5495	3137	-43%	1037	-81%		
Huile et graisse totales (mg/L)	150	2387	1886	-21%	1448	-39%		
Huile et graisse minérale (mg/L)	30	34	5	-85%				
MES (mg/L)	500	544	353	-35%	113	-79%		

Paramètre	Norme	Effluent de la zone 2	Phase 4 (Tamis+ flottation)		Phase 5 (Tamis+membrane UF)		Phase 6 (Tamis+membrane UF+NF)	
		Moyenne	Moyenne	% de variation	Moyenne	% de variation	Moyenne	% de variation
DCO (mg/L)	800	5132	2181	-58%	2158	-58%	624	-88%
Huile et graisse totales (mg/L)	150	5325	2208	-59%	249	-95%	7	-100%
Huile et graisse minérale (mg/L)	30							
MES (mg/L)	500	1475	1098	-26%	307	-79%	262	-82%

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Afonso, Maria Diná, et Rodrigo Bórquez Yanñez. 2001. « Nanofiltration of wastewater from the fishmeal industry ». *Desalination*, vol. 139, n° 1, p. 429.
- Alfa, Arzate. 2008. *Procédés de séparation membranaire et leur application dans l'industrie alimentaire*. Saint-Norbert d'arthabaska.
< http://www.centreacer.qc.ca/uploaded/Publications/78_Fr.pdf >. Consulté le 02 septembre 2016.
- Benyamina, Djalila. 1996. « Amélioration du fonctionnement d'un système extensif de traitement d'eaux usées urbaines (lagune de Rethondes) par recirculation et aération modérée ». Université de Technologie de Compiègne, 285 p.
< <https://books.google.ca/books?id=xZepDAEACAAJ> >. Consulté le 25-08-2016.
- Communauté métropolitaine de Montréal. 2013. « Règlement 2013-57 modifiant le règlement 2008-47 sur l'assainissement des eaux. ». Communauté métropolitaine de Montréal.
- Degrémont. 2005a. *Mémento technique de l'eau*, 10e éd. Rueil-Malmaison, France: Degrémont.
- Degrémont. 2005b. *Mémento technique de l'eau* (2005), 10e éd. Rueil-Malmaison, France: Degrémont, 2 v. p.
- Edzwald, James K. 2011. *Water quality & treatment: a handbook on drinking water*.
- Fakhru'l-Razi, Ahmadun, Alireza Pendashteh, Luqman Chuah Abdullah, Dayang Radiah Awang Biak, Sayed Siavash Madaeni et Zurina Zainal Abidin. 2009. « Review of technologies for oil and gas produced water treatment ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 170, n° 2-3, p. 530-551.
- Falletti, Luigi, Lino Conte, Alessandro Zaggia, Tiziano Battistini et Dorian Garosi. 2015. « Food Industry Wastewater Treatment Plant based on Flotation and MBBR ». *Modern Environmental Science and Engineering*, vol. 1, n° 2, p. 94-98.
- Fdz-Polanco, F., S. Villaverde et P. A. García. 1994. « Temperature effect on nitrifying bacteria activity in biofilters: activation and free ammonia inhibition ». *Water Science and Technology*, vol. 30, n° 11, p. 121-130.
- Galambos, Ildikó, Jesus Mora Molina, Péter Járay, Gyula Vatai et Erika Bekássy-Molnár. 2004. « High organic content industrial wastewater treatment by membrane filtration ». *Desalination*, vol. 162, p. 117-120.

- Ghimpusan, M, GD Nechifor, AC Nechifor et P Passeri. « Performance of combination of treatment processes for food industry wastewater depuration ».
- Ghimpusan, Marieta, Gheorghe Nechifor, Aurelia-Cristina Nechifor, Stefan-Ovidiu Dima et Piero Passeri. 2016. « Case studies on the physical-chemical parameters' variation during three different purification approaches destined to treat wastewaters from food industry ». *Journal of Environmental Management*.
- Gouvernement du Canada. 2014. « Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) [LCPE (1999)] ». <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/26A03BFA-C67E-4322-AFCA-2C40015E741C/lcpe-cepa_201310125_loi-bill.pdf>. Consulté le 16 mai 2016.
- Gouvernement du Québec. 1999. « 25 ans d'assainissement des eaux usées industrielles au Québec : un bilan ». <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/chapitre1_b.htm>. Consulté le 23 juin 2015.
- Gouvernement du Québec. 2011. « LIGNES DIRECTRICES APPLICABLES À L'INDUSTRIE AGROALIMENTAIRE HORS RÉSEAU ». <<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/agroalimentaire-hors-reseau/lignes-directrices.pdf>>. Consulté le 23 juin 2016.
- Gouvernement du Québec. 2016. « Le Programme de réduction des rejets industriels et l'attestation d'assainissement ». <<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/prri/>>. Consulté le 23 juin 2016.
- Gugała, Marek, Krystyna Zarzecka et Anna Sikorska. 2014. « WASTEWATER MANAGEMENT IN FOOD PROCESSING ENTERPRISES – A CASE STUDY OF THE CIECHANÓW DAIRY COOPERATIVE ». *Journal of Ecological Engineering*, vol. 16, n° 1, p. 178-183.
- Hami, Malik L., M. A. Al-Hashimi et M. M. Al-Doori. 2007. « Effect of activated carbon on BOD and COD removal in a dissolved air flotation unit treating refinery wastewater ». *Desalination*, vol. 216, n° 1, p. 116-122.
- Health Canada. 2016. « Guidelines for Canadian Drinking Water Quality ». <<http://healthycanadians.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-ph-eau/alt/pH%202016-0202-eng.pdf>>. Consulté le 10 mai 2016.
- Institut du Québec. 2015. « L'industrie agroalimentaire : un puissant levier de développement économique pour le Québec ».

<http://www.conferenceboard.ca/Libraries/PUBLIC_PDFS/7524_Industrie-Agroalimentaire_IdQ_RPT.sflb>. Consulté le 23 juin 2016.

- Jamaly, Sanaa, Adewale Giwa et Shadi Wajih Hasan. 2015. « Recent improvements in oily wastewater treatment: Progress, challenges, and future opportunities ». *Journal of Environmental Sciences*, vol. 37, p. 15-30.
- Julien, Ryan, et Steven Safferman. 2015. « Evaluation of food processing wastewater loading characteristics on metal mobilization within the soil ». *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, vol. 50, n° 14, p. 1452-1457.
- Kong, Xin, Shuang Xu, Jianguo Liu, Huan Li, Ke Zhao et Liang He. 2016. « Enhancing anaerobic digestion of high-pressure extruded food waste by inoculum optimization ». *Journal of Environmental Management*, vol. 166, p. 31-37.
- Kotsanopoulos, Konstantinos V., et Ioannis S. Arvanitoyannis. 2015. « Membrane Processing Technology in the Food Industry: Food Processing, Wastewater Treatment, and Effects on Physical, Microbiological, Organoleptic, and Nutritional Properties of Foods ». *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, vol. 55, n° 9, p. 1147-1175.
- Mallevalle, Joël, Peter E Odendaal et Mark R Wiesner. 1996. *Water treatment membrane processes*. American Water Works Association.
- MDDELCC. 2012. « Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique ». Québec, Canada: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. < <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/Chap7.pdf> >. Consulté le 14 septembre 2016.
- Padaki, M., R. Surya Murali, M. S. Abdullah, N. Misdan, A. Moslehyani, M. A. Kassim, N. Hilal et A. F. Ismail. 2015. « Membrane technology enhancement in oil-water separation. A review ». *Desalination*, vol. 357, p. 197-207.
- Rubio, J., M. L. Souza et R. W. Smith. 2002. « Overview of flotation as a wastewater treatment technique ». *Minerals Engineering*, vol. 15, n° 3, p. 139-155.
- United States Environmental Protection Agency. 2005. « Membrane Filtration Guidance Manual, ». US EPA's Office of Water, 332 p.
- Urista, Claudia Muro, Jesús Escobar Jiménez, María Del Carmen Díaz Nava, Rosa Elvira Zavala Arce, Beatriz García Gaitán et Francisco Riera Rodríguez. 2013. « critical flux determination in ultrafiltration of wastewater from a food industry by optimization method ». *Chemical Engineering Communications*, vol. 200, n° 2, p. 163-177.

- Yu, Li, Mei Han et Fang He. 2013. « A review of treating oily wastewater ». *Arabian Journal of Chemistry*.
- Zhu, X., Loo, H.E., Bai, R., . 2013. *A novel membrane showing both hydrophilic and oleophobic surface properties and its non-fouling performances for potential water treatment applications.*, *Membr. Sci.* 436, 47–56 p.