

Étude de différentes approches visant au recyclage des eaux
de lavage d'un procédé de traitement de contenants de PEHD
post-consommation

par

Sega Marie NDIAYE

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE
AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT

M.Sc.A

MONTRÉAL, LE 03 FÉVRIER 2022

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Sega Marie NDIAYE, 2021



Cette licence [Creative Commons](#) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Robert Hausler, directeur de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

Mme Annie Levasseur, présidente du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure.

M. Frédéric Monette, membre du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure.

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 8 DÉCEMBRE 2021

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, merci à mon directeur de recherche Robert Hausler, pour son implication, sa disponibilité et la confiance qu'il m'a accordée. Sa qualité d'écoute tout au long du projet m'a permis de m'élever tant au niveau académique, professionnel que personnel. Je remercie Loredan Viot et Michael Dubois. Très disponibles, ils m'ont aidée dans l'élaboration de mes protocoles et au laboratoire.

Je remercie sincèrement Alain Poirier, président directeur général de Soleno, de m'avoir permis de travailler à son usine et qui, par le fait même, a rendu possible mon projet de recherche.

Je remercie Francois Pépin, ainsi que toute son équipe de Soleno textile, pour m'avoir accompagnée dans mes études en année de maîtrise et pour m'avoir ainsi permis d'initier le projet. Je remercie Daniel Gagnon, Guillaume Villemure, Alexandre Lysight et tout le personnel de Soleno Recyclage, qui, en plus de me réservier un accueil des plus chaleureux à l'usine, m'a accompagnée autant dans les prélèvements, les expériences, les analyses que dans l'interprétation de mes résultats tout au long du projet. Je remercie, Louis Métivier, Cedric Nohilé, David MacDonoug, et toute l'équipe de Soleno inc et du Pôle de l'innovation, pour leur support technique et les précieux conseils apportés lors de nos réunions. J'ai eu le plaisir d'être formée et accompagnée par une équipe et un professeur qui ont tous contribué à leur manière à rendre ce projet si intéressant et enrichissant.

J'aimerais remercier tous les membres de ma famille qui m'ont permis de trouver la motivation nécessaire tout au long de mes études. Enfin, merci à toutes ces personnes rencontrées durant ce parcours scolaire, sans qui ces dernières années n'auraient pas été aussi agréables.

*À ma mère Aïssatou et mon père Abdoulaye,
Car des Ulis, par Dakar, à Montréal, tout est possible*

Étude de différentes approches visant au recyclage des eaux de lavage d'un procédé de traitement de contenants de PEHD post-consommation

Sega Marie NDIAYE

RÉSUMÉ

La valorisation des matières résiduelles en PEHD nécessite un nettoyage de ces dernières. Ce lavage requiert la consommation d'une grande quantité d'eau. Les contraintes liées aux règlements municipaux obligent l'entreprise à traiter ses eaux. Afin de réduire la consommation d'eau par unité de production, ces eaux de lavage peuvent être recyclées à condition qu'elles ne perturbent pas la filière de valorisation. Dans cette perspective, le projet de recherche vise à évaluer les caractéristiques des eaux de lavage afin d'augmenter le recyclage de la ressource eau.

L'usine Soleno recyclage est spécialisée dans le recyclage et la valorisation de la matière résiduelle plastique en PEHD pour le contrôle et la maîtrise de l'eau pluviale. La finalité du projet est de proposer un classement de scénarios du processus de traitement des eaux de lavage permettant d'augmenter la recirculation de cette eau et donc, de diminuer la consommation de la ressource en eau naturelle. Pour atteindre cette finalité, un premier objectif consiste à quantifier la consommation d'eau de lavage ainsi que les paramètres chimiques et physiques qui la caractérisent. Un second objectif consiste à estimer l'efficience de technologies potentielles pour le traitement des eaux de lavage. Enfin, l'analyse multicritère est l'outil choisi pour troisième objectif. Cet outil permet le classement des technologies selon des critères multidimensionnels (techniques, sociaux, économiques et environnementaux). La complexité du projet et le choix d'une technologie proviennent de l'hétérogénéité de la composition de l'eau de lavage et des interactions des différents composés entre eux par rapport aux procédés de traitement.

La caractérisation a mis en évidence les variations de débits d'eau de lavage ($4,6 \text{ m}^3/\text{d}$ - $10,2\text{m}^3/\text{d}$) ainsi qu'une forte charge organique peu biodégradable ($\text{DBO}_5/\text{DCO} = 30\%$). Les caractéristiques de l'eau à traiter sont, pour la DCO, $96 \text{ g-O}_2/\text{L}$, dont $71\% (\pm 3,1\%)$ sont solubles. La concentration de MES est de 28 g/L dont $48\% (\pm 13 \text{ g/L})$ sont volatiles sous forme de MVES. La variation des contaminants est fonction de l'origine de la matière première à recycler et les charges découlent des caractéristiques de production.

Les essais ont mis en évidence qu'un prétraitement à sec des flocons de PEHD avant l'étape de lavage permet de réduire la masse de contaminants à laver et ainsi la charge de l'eau. La nanofiltration, la photocatalyse et l'électrocoagulation permettent d'atteindre les objectifs de traitement, mais présentent des limitations importantes dans le contexte industriel. L'analyse de l'ensemble des résultats montre que le traitement par évaporation suivi d'une

condensation associée à la valorisation énergétique des résidus récupérés de l'eau de lavage s'avère le système offrant la plus grande satisfaction pour l'industrie.

Mots clés : matières résiduelles, PEHD, valorisation, recyclage, caractérisation, traitement à sec, nanofiltration, électrocoagulation, photocatalyse, évaporation, analyse multicritère

Study of different approaches to recycling wash water from a post-consumer HDPE container treatment process

Sega Marie NDIAYE

ABSTRACT

The recovery of HDPE residual materials requires them to be cleaned. This washing requires the consumption of a large quantity of water. The municipality's regulatory constraints require the company to treat its water. In order to reduce water consumption per production unit, this wash water can be recycled as long as it does not disturb the recovery process. In this perspective, the research project aims to evaluate the characteristics of wash water in order to find an appropriate technology to increase the recycling of the water resource.

The Soleno recycling plant specializes in the recycling and recovery of HDPE plastic waste for the control and management of rainwater. The goal of the project is to propose a ranking of the scenarios of the wash water treatment process which will allow an increase in the recirculation of this water, and to decrease the consumption of the natural water resource. To achieve this goal, the first objective is to quantify the consumption of wash water as well as the chemical and physical parameters that characterize it. The second objective is to estimate the efficiency of potential technologies for the treatment of wash water. Finally, the methodology of the third objective is the use of the satisfaction analysis method, to allow the ranking of technologies according to multidimensional criteria (technical, social, economic and environmental). The complexity of the project and the choice of a technology comes from the heterogeneity of the composition of the wash water and the interactions of the different compounds between them in relation to the treatment processes.

The characterization highlighted the variations of wash water flows ($4.6\text{m}^3/\text{d}$ - $10.2\text{m}^3/\text{d}$) as well as a high organic load with little biodegradability ($\text{BOD}_5/\text{COD}=30\%$). The characteristics of the water to be treated are, for COD, 96 g-O₂/L, of which 71% ($\pm 3.1\%$) are soluble. The SS concentration is 28 g/L of which 48% ($\pm 13 \text{ g/L}$) is volatile in the form of VSS. The variation of the contaminants depends on the origin of the raw material to be recycled and the charges are based on the production characteristics.

Tests have shown that dry pretreatment of HDPE flakes prior to washing reduces the mass of contaminants to be washed as well as the water required. Nanofiltration, photocatalysis and electrocoagulation can achieve the treatment objectives, but have important limitations in the industrial context. The analysis of all the results shows that the treatment by evaporation followed by condensation associated with the energetic recovery of residue from the wash water is the system that offers the greatest satisfaction for the industry.

Keywords: residual materials, HDPE, recovery, recycling, characterization, dry treatment, nanofiltration, electrocoagulation, photocatalysis, evaporation, multicriteria analysis

X

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 ÉTAT DES CONNAISSANCES	5
1.1 Le recyclage du plastique au Québec.....	5
1.2 Le recyclage du PEHD #2.....	6
1.2.1 Les méthodes de purification du PEHD #2.....	7
1.2.1.1 Le tri manuel.....	8
1.2.1.2 Le broyage	8
1.2.1.3 Les méthodes de purification par voie sèche et humide	9
1.2.2 Lavage des flocons de PEHD #2	11
1.2.3 La gestion des effluents lors du recyclage du PEHD #2.....	12
1.3 La mesure et le contrôle des eaux usées industrielles.....	14
1.3.1 La méthodologie pour le contrôle des eaux usées industrielles.....	14
1.3.1.1 Étude diagnostique.....	15
1.3.1.2 La méthode d'étude du schéma de traitement des eaux usées	16
1.3.1.3 La méthode d'évaluation.....	16
1.3.2 La pollution industrielle et les possibilités de traitements spécifiques	17
1.3.2.1 Pollutions insolubles	17
1.3.2.2 Pollution soluble	17
1.3.2.3 Pollution organique biodégradable	18
1.4 Les technologies de traitement des eaux.....	18
1.4.1 Les technologies de traitement de la matière insoluble	18
1.4.1.1 Traitement physico-chimique : coagulation et floculation	18
1.4.2 Les technologies de traitement de la matière soluble et insoluble.....	20
1.4.2.1 La séparation membranaire.....	20
1.4.2.2 Electrocoagulation	24
1.4.2.3 Procédé de photocatalyse en phase hétérogène	28
1.4.2.4 Procédé biologique.....	31
1.5 Les technologies de concentration par évaporation	33
1.5.1 Les différents types de technique d'évaporation en milieu industriel	33
1.5.1.1 L'évaporateur à compression mécanique de vapeur (CMV)	34
1.5.1.2 L'évaporateur à pompe à chaleur (PAC)	34
1.5.1.3 L'évaporateur à simple ou multiples effets.....	35
1.5.1.4 L'évaporateur à thermocompression de vapeur	36
1.5.2 Différents types d'évaporateurs industriels	37
1.5.2.1 L'évaporateur à flot tombant	37
1.5.2.2 L'évaporateur à grimage	37
1.5.2.3 L'évaporateur à circulation forcée	37
1.5.3 Exemples d'utilisation en milieu industriel	38

1.5.3.1	Exemple en industrie agrochimie pour la production d'herbicides et de pesticides	38
1.5.3.2	Exemple en industrie alimentaire pour la concentration de vinasses	39
1.5.3.3	Exemple en environnement pour le traitement des lixiviats de décharges.....	40
1.5.3.4	Exemple du traitement des effluents de laveries industrielles ...	40
1.5.4	Contraintes liées au fonctionnement.....	42
CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES		45
2.1	Description de l'industrie et de la méthodologie générale du projet	45
2.2	Prélèvement et échantillonnage	48
2.3	Caractérisation de l'eau.....	49
2.3.1	Protocole de caractérisation de l'eau sans lavage de plastique.....	49
2.3.2	Protocole de caractérisation de l'eau avec lavage de plastique	50
2.4	Méthode d'analyse pour la caractérisation des échantillons.....	51
2.5	Protocoles d'essais des procédés de traitement	52
2.5.1	Le convoyeur densimétrique.....	52
2.5.1.1	Déroulement de l'essai.....	52
2.5.1.2	Échantillons.....	53
2.5.2	Filtre mécanique.....	54
2.5.2.1	Déroulement de l'essai.....	54
2.5.2.2	Échantillons.....	54
2.5.3	Essais de nanofiltration sur membrane polymérique	55
2.5.3.1	Mesure du débit à l'eau initial	56
2.5.3.2	Filtration.....	57
2.5.3.3	Nettoyage de la membrane et mesure du débit à l'eau après nettoyage	57
2.5.3.4	Échantillons.....	58
2.5.4	Procédé d'électrocoagulation.....	58
2.5.4.1	Mesure du pH et de la conductivité	59
2.5.4.2	Test avec la petite cellule d'électrocoagulation	59
2.5.4.3	Tests avec le réacteur ECOTHOR	59
2.5.4.4	Échantillons.....	60
2.5.5	Filtration céramique et oxydation avancée TiO ₂ /UV.....	60
2.5.5.1	Déroulement de l'essai.....	60
2.5.5.2	Échantillons.....	61
2.5.6	Évaporation sous vide	61
2.5.6.1	Déroulement de l'essai.....	62
2.5.6.2	Échantillons.....	63
2.6	Méthode d'évaluation multicritère des procédés	63
2.6.1	Échelle d'évaluation et poids des critères	64
2.6.2	La pondération pour l'évaluation des critères.....	66
2.6.3	La pondération finale	67

CHAPITRE 3 RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION	69
3.1 Caractéristiques de l'eau issue du recyclage de PEHD	69
3.1.1 Caractérisation de l'eau de lavage sans nettoyage de plastique.....	69
3.1.2 Caractérisation de l'eau de lavage avec nettoyage de plastique	70
3.1.3 Variabilité des eaux de lavage	75
3.1.3.1 Variabilité quantitative des eaux de lavages.....	75
3.1.3.2 Variabilité qualitative des eaux de lavage de PEHD	76
3.2 Essai de traibilité pour des procédés de traitement.....	78
3.2.1 Utilité d'un tri densimétrique.....	78
3.2.2 Essais de filtration mécanique	80
3.2.3 Essais de nanofiltration sur membrane polymérique	81
3.2.4 Procédé d'électrocoagulation.....	84
3.2.5 Traitement par filtration céramique et photocatalyse TiO ₂ /UV.....	86
3.2.6 Évaporation sous vide	87
3.3 Analyse de satisfaction	89
3.3.1 Critères techniques.....	90
3.3.2 Critères environnementaux	91
3.3.3 Critères sociaux.....	93
3.3.4 Critères économiques.....	94
CHAPITRE 4 DISCUSSION	97
4.1 Caractéristique de l'effluent.....	97
4.2 Performances des procédés de traitement.....	100
4.3 Analyse de la satisfaction.....	107
CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	111
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	115

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Principales résines de plastiques et usages courants.....
Tableau 1.2	Étapes de l'étude diagnostique.....
Tableau 1.3	Coagulants couramment utilisés
Tableau 1.4	Comparaison des membranes organiques et minérales
Tableau 1.5	Répartition approximative des coûts.....
Tableau 2.1	Étape de la méthodologie générale du projet de recherche.....
Tableau 2.2	Analyses sur place.....
Tableau 2.3	Paramètres analysés, méthodes et matériel.....
Tableau 2.4	Paramètres mesurés lors des essais d'évaporation sous vide.....
Tableau 2.5	Critères techniques, environnementaux, sociaux et économiques.....
Tableau 2.6	Échelle de pointage pour l'évaluation des technologies
Tableau 3.1	Caractéristiques de la pollution particulaire et normes de rejet.....
Tableau 3.2	Caractéristiques de la charge organique
Tableau 3.3	Métaux lourds normes de rejet correspondantes.....
Tableau 3.4	Charge ionique
Tableau 3.5	Bilan de masse après traitement au convoyeur densimétrique
Tableau 3.6	Bilan de masse sans traitement au convoyeur densimétrique.....
Tableau 3.7	Caractérisation de l'eau de lavage d'un échantillon traité au convoyeur.....
Tableau 3.8	Performance d'un prétraitement par filtration mécanique
Tableau 3.9	Performance du traitement par nanofiltration.....
Tableau 3.10	Résultat à l'échelle pilote après avoir lavé 2472 kg de plastique

Tableau 3.11	Résultat à l'échelle pilote après avoir lavé 10 330 kg de plastique	85
Tableau 3.12	Performance du traitement filtration céramique	87
Tableau 3.13	Résultats analytiques après traitement	88
Tableau 3.14	Résultats de l'analyse multicritère	90
Tableau 3.15	Analyse d'impact en fonction de l'indicateur GWP 100 ans.....	93
Tableau 3.16	Propositions de fournisseurs	95

LISTE DES FIGURES

	Page	
Figure 1.1	Composition d'un ballot de HDPE	8
Figure 1.2	Le principe du bassin de flottation décantation	9
Figure 1.3	Le principe du	10
Figure 1.4	Le principe du séparateur à air-Knife	10
Figure 1.5	Le principe du cyclone.....	11
Figure 1.6	Le principe du convoyeur	11
Figure 1.7	Le recyclage et la réutilisation de l'eau	13
Figure 1.8	Seuils de coupures des membranes.....	21
Figure 1.9	Schéma général d'une cellule d'électrocoagulation et réactions globales.....	25
Figure 1.10	Configurations possibles des électrodes dans un	26
Figure 1.11	Les différents procédés d'oxydation avancée	28
Figure 1.12	Le mécanisme de dégradation.....	29
Figure 1.13	Compression mécanique	34
Figure 1.14	Évaporateur à PAC	35
Figure 1.15	Simple et multiples effets.....	36
Figure 1.16	Principe de la thermocompression de vapeur (TC).....	36
Figure 1.17	Filière de traitement de l'effluent issu de la production	39
Figure 1.18	Filière de traitement de l'effluent issu de	40
Figure 1.19	Filière de traitement de l'effluent issue de laverie industrielle.....	41
Figure 2.1	Du contenant de PEHD au tuyau	46

Figure 2.2	Processus de recyclage des contenants de PEHD	46
Figure 2.3	Prélèvement au point d'échantillonnage.....	49
Figure 2.4	Convoyeur densimétrique	52
Figure 2.5	Étape de la séparation densimétrique.....	53
Figure 2.6	Filtre mécanique.....	54
Figure 2.7	Échantillon brut.....	56
Figure 2.8	Préfiltre après avoir.....	56
Figure 2.9	Produit en cours de filtration :	57
Figure 2.10	Petite cellule d'électrocoagulation.....	58
Figure 2.11	Essai réalisé avec le	59
Figure 2.12	Poche de filtration de 25 µm	60
Figure 2.13	Dispositif expérimental de l'évaporation-condensation	62
Figure 2.14	Évaporateur rotatif	62
Figure 3.1	Caractérisation de l'eau de lavage sans nettoyage de plastique.....	70
Figure 3.2	Eau de lavage des.....	71
Figure 3.3	Taux de production et consommation d'eau	75
Figure 3.4	Variations de la charge de contaminants et du taux de production.....	76
Figure 3.5	Ballots de contenants de PEHD à recycler	77
Figure 3.6	Séparation au convoyeur densimétrique	79
Figure 3.7	Boues de lavage après séparation par flottaison	80
Figure 3.8	Boues obtenues après filtration mécanique à 86 µm.....	81
Figure 3.9	Produit en fin de filtration :.....	83
Figure 3.10	Échantillon brut 1 (à gauche);	85
Figure 3.11	Échantillon brut 2 (à gauche) et	85

Figure 3.12	Échantillon brut 2 (à gauche) et	86
Figure 3.13	Test avec unité de laboratoire de la filtration.....	87
Figure 3.14	Aspect de l'eau après	89
Figure 4.1	Filière de traitement par électrocoagulation avec diverses alternatives	103
Figure 4.2	Filière de traitement par photocatalyse TiO ₂ /UV avec diverses alternatives	103
Figure 4.3	Filière de traitement par évaporation-condensation avec diverses alternatives	104
Figure 4.4	Pointage obtenu pour l'analyse multicritère	108

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACIP	Association canadienne de l'industrie des plastiques
AFNOR	Association Française de Normalisation
APR	Association of Plastic Recyclers
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CDI	Conseil des Industries Durable
COT	Carbone organique total
CPQ	Conseil du patronat du Québec
DBO	Demande biochimique en oxygène carbonée
DCO	Demande chimique en oxygène
EEQ	Éco Entreprise Québec
FAQDD	Fond d'action Québécois pour le développement durable
GMR	Gestion des matières résiduelles
LDD	Loi sur le développement durable
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MAMH	Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation
MBBR	Réacteur biologique à culture fixée en lit fluidisé

MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MES	Matières en suspension
MRC	Municipalités régionales de comté
MT	Matière totale
MTV	Matière totale volatile
MVES	Matières volatiles en suspension
PEHD	Polyéthylène haute densité
PMGMR	Plan métropolitain de gestion des matières résiduelles
UV	Ultra-violet
3RV	Réduction à la source, Réemploi, Recyclage, Valorisation

LISTE DES COMPOSÉS ET SYMBOLES

Al	Aluminium
Ca	Calcium
Cr	Chrome
Ni	Nickel
Cu	Cuivre
Fe	Fer
HCl	Acide chlorhydrique
NaOH	Hydroxyde de sodium
SO ₄ H ₂	Acide sulfurique
O ₂	Oxygène
TiO ₂	Dioxyde de titane
Zn	Zinc

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

°C	Degrés Celsius (unité calorifique)
g	Gramme (unité de masse)
kg	Kilogramme (unité de masse)
L	Litre (Volume)
m ³	Mètre cube (Volume)
mg	Milligramme (unité de masse)
µS	Miccrosiemens (conductance électrique)
UNT	Unités de turbidité

INTRODUCTION

La gestion des matières résiduelles est un enjeu mondial. La plupart des produits mis en marché sont emballés. Ces emballages, souvent en plastiques, représentent une menace pour l'environnement. Depuis plusieurs années, certaines sociétés ont mis en place des systèmes de recyclage afin de réduire l'impact environnemental des déchets. Au Québec, pour les ménages, on parle de la collecte sélective (Recy-Québec, 2018). Cette collecte permet aux citoyens de déposer leur matière recyclable à l'intérieur d'un « bac de recyclage » qui ensuite sera dirigé vers un centre de tri. Une fois la matière triée par catégorie, celle-ci sera dirigée vers un conditionneur qui la valorisera pour finalement être envoyé chez un recycleur qui pourra créer un nouveau produit. Ainsi, une matière résiduelle obtiendra une seconde vie grâce au travail de plusieurs intervenants. On parle ici d'économie circulaire; le déchet de l'un devient la matière première de l'autre (CPQ, 2018). C'est le cas pour le polyéthylène haute densité (PEHD, #2), un plastique utilisé dans l'industrie de l'emballage en raison de ses propriétés physiques et chimiques. L'entreprise partenaire, Soleno, récupère et conditionne des contenants de PEHD. Ces derniers sont la matière première pour la fabrication de tuyaux de drainage. Cette méthode d'approvisionnement favorise l'autonomie d'accès à la matière première, l'usine recycle environ 100 millions de contenants de plastique annuellement.

Description de la problématique de recherche

La valorisation des matières résiduelles en PEHD nécessite un nettoyage. Ce lavage à l'eau permet une élimination de la majorité des contaminants. Les contenants de plastiques déchiquetés ont servi à l'entreposage de divers produits, donc l'eau se contamine avec les résidus de contenants originaux. Dans les premières années d'opération, le système de lavage de l'usine fonctionnait en boucle semi-ouverte, avec des purges dans les égouts municipaux. La ville a cependant sommé l'entreprise de cesser ses rejets. Afin de continuer ses activités, l'entreprise partenaire s'est mise à la recherche de solutions lui permettant de poursuivre les opérations de nettoyage en boucle fermée. Cette situation a incité l'entreprise à se doter d'un système de traitement des eaux composé de trois opérations unitaires, soit un traitement

physico-chimique de coagulation-flocculation, un bassin de flottation à air dissous et un ensemble de deux réacteurs biologiques à culture fixée en lit fluidisé (MBBR). Ce système n'a toutefois jamais produit les résultats escomptés.

L'usine souhaite réduire le volume d'eau sale dont elle doit disposer à l'extérieur chaque semaine, et de stabiliser sa production de plastique propre pour l'instant limitée par la quantité d'eau sale qu'elle peut générer. Elle est donc contrainte de réduire la consommation d'eau par unité de production en recyclant les eaux de lavage à condition qu'elles ne perturbent pas la filière de valorisation. Actuellement, le système de nettoyage opère toujours en boucle semi-ouverte, avec des purges dans une citerne pour traiter l'eau contaminée hors du site. La problématique est donc la suivante: quelle filière de traitement peut augmenter le recyclage des eaux de lavage dans le processus de valorisation des contenants de PEHD post-consommation?

Description des objectifs

L'objectif du projet est de proposer un classement de filières possibles pour augmenter le recyclage de l'eau. Pour atteindre cet objectif général, les activités spécifiques sont déclinées ci-dessous en trois volets :

- Une caractérisation de l'eau (volume et qualité) selon la production.
- Une évaluation de l'efficacité des technologies potentielles pour le traitement des eaux de lavage, soit :
 - Deux prétraitements : un traitement à sec des flocons de PEHD avant l'étape de lavage et une filtration membranaire.
 - Un procédé de traitement par nanofiltration sur membrane polymérique
 - Deux procédés physico-chimiques. L'électrocoagulation avec des électrodes sacrificielles de fer et une oxydation avancée par une photocatalyse hétérogène (en couplant TiO₂ et un rayonnement UV).

- Un procédé thermique d'évaporation sous vide suivi d'une condensation pour récupérer l'eau évaporée.
- Une intégration des résultats et de critères qualitatifs à travers une analyse comparative des différentes technologies testées pour le traitement de l'eau.

Ainsi, le mémoire présente au chapitre 1 l'état des connaissances sur le procédé de lavage des matières résiduelles de PEHD, sur les technologies de traitement et sur le modèle d'affaire de l'entreprise partenaire. La méthodologie est décrite au chapitre 2. Le chapitre 3 présente les différents résultats de caractérisation et d'efficacité des technologies ainsi que ceux de l'analyse de la satisfaction de ces derniers. Le chapitre 4 discute du potentiel des technologies en lien avec le concept d'économie circulaire et celui d'une évolution responsable des activités de ce secteur industriel. Enfin, le chapitre 5 conclut et propose des recommandations pour concrétiser les résultats de la recherche à une échelle réelle.

CHAPITRE 1

ÉTAT DES CONNAISSANCES

Afin de mieux cerner la problématique de recherche, ce chapitre présente d'abord une brève description des catégories de plastiques recyclés aux Québec. Une emphase est portée sur le recyclage du plastique PEHD #2. Vient ensuite une description de la démarche permettant de répondre à une problématique de traitement des eaux. Le traitement des eaux usées par filtration, électrocoagulation, photocatalyse et évaporation est ensuite abordé.

1.1 Le recyclage du plastique au Québec

La gestion des matières résiduelles constitue un enjeu mondial. La plupart des produits mis en marché sont emballés. Ces emballages, souvent en plastiques, représentent une menace pour l'environnement. Depuis plusieurs années, certaines sociétés ont mis en place des systèmes de recyclage afin de réduire l'impact environnemental des déchets. Au Québec, pour les ménages, on parle de la collecte sélective (Recy-Québec, 2018c). Cette collecte permet aux citoyens de déposer leur matière recyclable à l'intérieur d'un "bac de recyclage" qui ensuite sera dirigé vers un centre de tri. Une fois la matière triée par catégorie, celle-ci sera dirigée vers un conditionneur qui la valorisera pour finalement être envoyé chez un recycleur qui pourra créer un nouveau produit.

Selon la chartre des matières recyclables élaborée par la société québécoise de récupération et de recyclage (Recyc-Québec), le Québec récupère et recycle sept types de résines. Les principales catégories de résines conditionnées et des exemples de produits qui en sont composés sont présentés au tableau 1.1. Le symbole et le chiffre indiquent la nature du plastique qui constitue l'emballage ou le contenant.

Tableau 1.1 Principales résines de plastiques et usages courants

Adapté de Recy-Québec (2018a et 2018b)

Nom de la résine	Code	Usage courant	Exemples de produits à contenu recyclé
Téréphthalate de polyéthylène (PET)		Bouteilles de boissons gazeuses	Fibre de polyester, bouteilles
Polyéthylène haute densité (PEHD)		Bouteilles de détergent	Bacs de récupération, mobilier urbain
Polychlorure de vinyle (PVC)		Matériaux de construction	Revêtements, tuiles de plancher
Polyéthylène basse densité (PEBD)		Sacs d'épicerie	Planches de plastiques, sacs
Polypropylène (PP)		Boîtiers de batteries	Bacs à fleurs, palettes de manutention
Polystyrène ¹ (PS)		Emballage de restauration rapide	Panneaux isolant, contenants horticoles
Autres catégories de résines et matériaux composites		Contenants alimentaires, biberons	Planches de plastiques

¹Pas recyclé à grande échelle au Québec, seulement par certaines municipalités

Il existe trois systèmes de récupération au Québec qui assurent la collecte, le tri et la récupération des plastiques. Ces systèmes sont la consigne publique, la collecte sélective municipale ainsi que la collecte privée des plastiques produits par les industries, les commerces et les institutions (ICI) (Recy-Québec, 2018c et Olivier 2016). Les entreprises qui achètent des ballots de centres de tri et les transforment sont des conditionneurs ou des recycleurs. Ces recycleurs créent à partir de la résine recyclée de nouveaux produits (Recy-Québec, 2018a et Olivier, 2016).

1.2 Le recyclage du PEHD #2

Une matière résiduelle obtiendra une seconde vie grâce au travail de plusieurs intervenants. On parle ici d'économie circulaire, c'est-à-dire que le déchet de l'un devient la matière première de l'autre (CPQ, 2018). C'est le cas pour le polyéthylène haute densité (PEHD, #2) un plastique utilisé dans l'industrie de l'emballage en raison de ses propriétés physiques et chimiques.

Le PEHD fait partie des six principales résines comptant pour plus de 90 % de la production totale des emballages domestiques. C'est un polymère peu dispendieux, recyclable, sécuritaire pour le contact alimentaire et qui offre d'excellentes propriétés de résistance aux impacts et à la plupart des produits chimiques. Par conséquent il est utilisé pour contenir des produits aussi variés que du lait, du détersif à vaisselle, de l'eau de javel (Recy-Québec, 2018b). Ces contenants ont une première vie pour le transport d'une matière chez le consommateur (ex: bouteille de savon à lessive). Une fois déposé à la collecte sélective, le contenant aura la possibilité d'obtenir une deuxième vie.

1.2.1 Les méthodes de purification du PEHD #2

Les méthodes de tri et de purification sont les étapes fondamentales dans le procédé de recyclage du PEHD. En effet, de ces méthodes dépend le degré de pureté et de qualité du produit final de la résine recyclée. L'ensemble des méthodes de purification est basé sur la séparation de la matière plastique cible des autres matériaux comme le verre, le carton, les métaux ou d'autres plastiques. Les installations de tri sont généralement des opérations unitaires qui, par une cascade d'opérations, produisent un flux de matières purifiée et un flux considéré comme déchet pouvant être valorisé, mis en décharge ou incinéré. Les méthodes de purification sont nombreuses. Cette section, présentent les méthodes couramment utilisées par les entreprises, soit le tri manuel, le broyage, la séparation en phase sèche et la flottaison (Robin, 2003; RECORD, 1997; Duval, 2009).

Une des contraintes identifiées est au niveau du tri. En effet, les étiquettes qui recouvrent les contenants de PEHD rendent difficile l'identification des contenants en PEHD par le tri optique. Un autre problème identifié est relatif à la composition variable des ballots. La composition des ballots varie de manière saisonnière, mais également en fonction de la provenance des lots (figure 1.7). Cela rend difficile de prédire la composition exacte qu'aura le ballot (Recy-Québec, 2018).

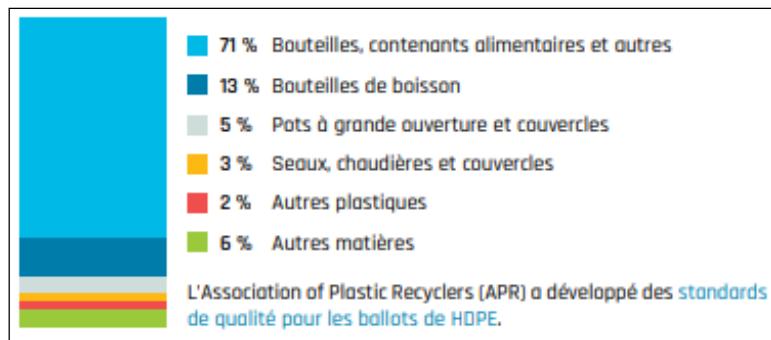


Figure 1.1 Composition d'un ballot de HDPE

Tiré de Recy-Québec (2018b)

1.2.1.1 Le tri manuel

Le tri manuel de la matière est la première étape du procédé de recyclage du plastique. Ce tri est basé généralement sur des critères de sélection simples. L'opérateur élimine du flux de matière toutes les matières autres que le PEHD. Bien qu'il existe des méthodes automatisées, le tri manuel reste encore appliqué dans l'industrie de recyclage. Ceci permet de favoriser l'accès à l'emploi aux personnes ayant une limitation fonctionnelle (Robin, 2003; RECORD, 1997).

1.2.1.2 Le broyage

Après ce tri manuel qui est un premier contrôle qualité, les contenants sont déchiquetés. L'opération de broyage réalisée à sec consiste à réduire la taille des contenants pour obtenir des flocons de petite taille facilitant leur transformation ultérieure par extrusion ou par injection par exemple et augmentant la qualité du lavage ultérieur. Il convient de signaler que le broyage peut se faire également en phase semi-humide ou en humide (Robin, 2003; RECORD, 1997).

1.2.1.3 Les méthodes de purification par voie sèche et humide

Une fois les flocons de plastiques obtenus, il existe différentes méthodes de séparation, telles que la séparation par fluide supercritique, la dissolution sélective, le tri découlant d'une détection optique, infrarouge), entre autres. Dans cette section, seules les techniques de séparation à sec et la flottaison seront abordées (Robin, 2003; RECORD, 1997).

Séparation par voie humide

La séparation par flottaison consiste à immerger dans l'eau les flocons de PEHD. Cette méthode met en jeu la différence de densité entre les flocons de PEHD et les autres particules présentes et permet également un lavage des copeaux (Robin, 2003 ; RECORD, 1997).

Les particules de masse volumique faible flottent dans le bassin et peuvent être récupérées par une vis sans fin alors que les particules de masse volumique plus élevée décantent et sont récupérées au fonds par une vis sans fin (figure 1.8). Il existe diverses variantes de cette technique comme l'hydrocyclonage ou la séparation centrifuge. Dans le cas du PEHD, sa densité étant inférieure à celle de l'eau, les flocons flottent (Robin, 2003 ; RECORD, 1997).

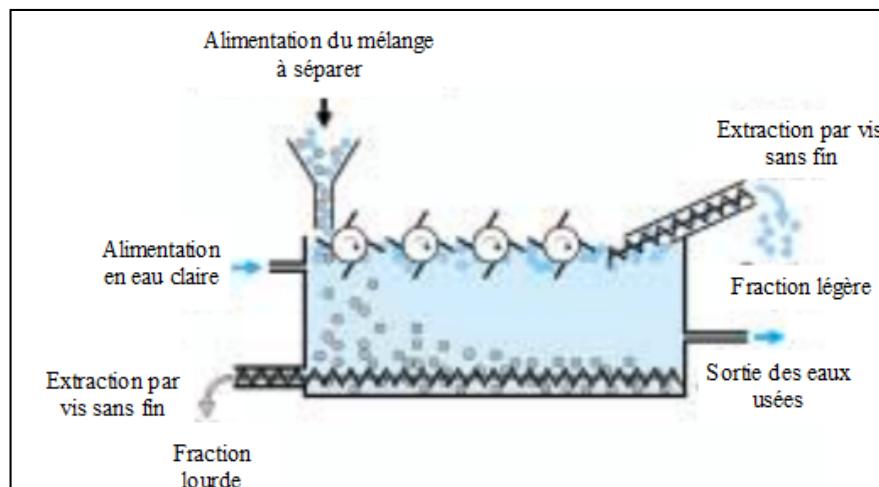


Figure 1.2 Le principe du bassin de flottation décantation

Tiré de Robin (2003)

Séparation par voie sèche

Certains procédés permettent une amélioration de la méthode de flottaison en traitant préalablement les flocons de PEHD à sec. Ces techniques utilisent un flux d'air et le principe est basé sur le comportement du flocon de PEHD par rapport aux autres particules plus légères. Les séparateurs à sec peuvent être de type zig-zag (figure 1.9), de type air-knife (figure 1.10), de type centrifuge (figure 1.11) ou convoyeur densimétrique utilisant un flux d'air (figure 1.12) (Robin, 2003 ; RECORD, 1997).

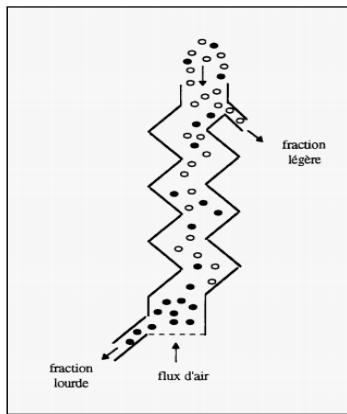


Figure 1.3 Le principe du séparateur à zig-zag
Tiré de RECORD (1997)

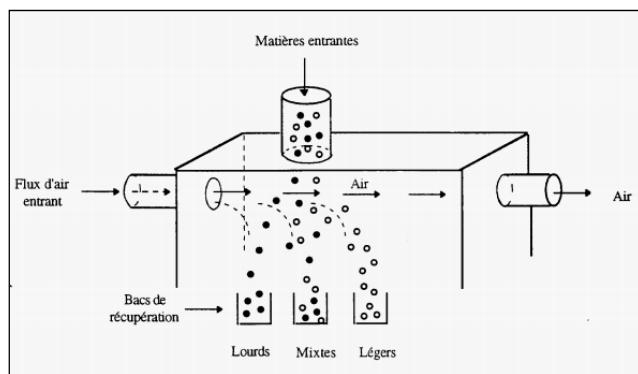


Figure 1.4 Le principe du séparateur à air-Knife
Tiré de RECORD (1997)

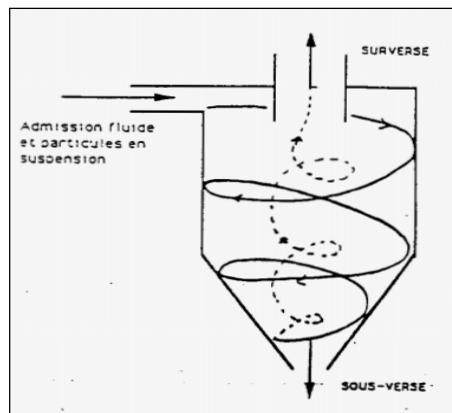


Figure 1.5 Le principe du cyclone

Tiré de RECORD (1997)

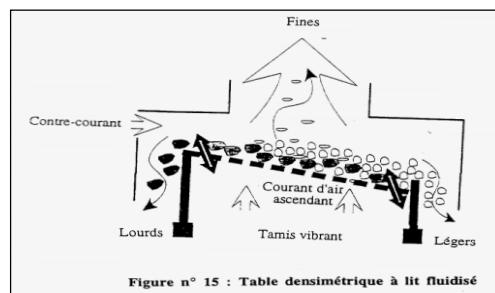


Figure 1.6 Le principe du convoyeur

densimétrique à lit fluidisé

Tiré de RECORD (1997)

Ces procédés de séparation sont appelés procédés pneumatiques; ils séparent les particules en suspension dans un flux d'air. Ces traitements à sec permettent d'obtenir un degré de pureté élevé, en retirant les poussières, le papier et les mousses.

1.2.2 Lavage des flocons de PEHD #2

La purification par tri et séparation constitue une étape fondamentale dans le procédé de recyclage pour séparer la résine d'intérêt d'autres particules considérées comme déchets.

Dans le cas de résines souillées, comme c'est le cas pour le PEHD post consommation, l'étape de lavage est une étape indispensable. En effet, la matière première arrive à l'usine sous forme de ballots de contenants compactés et vides, mais contenant encore des résidus solides ou liquides constituant des contaminants à éliminer. L'étape de lavage est généralement couplée à l'étape de séparation-purification, comme la séparation par flottaison. Cette étape de lavage est suivie par une opération de séchage (Robin, 2003 ; Duval, 2009).

Cette étape de lavage revêt donc une importance majeure. Les volumes résiduels des composés présents dans les contenants augmentent les polluants de l'eau de lavage, l'encre et les étiquettes qui recouvrent en grande partie les bouteilles confèrent une complexité à l'eau de lavage. De plus, l'innocuité et la non-toxicité du PEHD impliquent qu'on retrouvera plusieurs contenants qui ont été utilisés pour des produits alimentaires. Dans ce cas, les contaminants pourront par exemple être des protéines, des glucides, des lipides ou des minéraux. L'excellente compatibilité chimique du PEHD avec plusieurs solvants organiques, les acides ainsi que les basses impliquent que plusieurs produits chimiques soient conditionnés dans ce type de polymère (Recy-Québec, 2018).

1.2.3 La gestion des effluents lors du recyclage du PEHD #2

Les différentes unités de séparation et de lavage génèrent des sous-produits solides et liquides qui doivent faire l'objet de traitement spécifique. Un procédé de recyclage de résine de plastique PEHD doit donc intégrer dans son procédé des unités de filtration de l'air, l'élimination des déchets solides et un traitement adéquat des eaux issues des opérations de lavage (Robin, 2003) ce dernier est le sujet du présent projet de recherche.

Le lavage requiert une grande consommation d'eau. Ces eaux de lavage sont une source de pollution pour le milieu aquatique et doivent être traitées. Le traitement des effluents est donc une opération non négligeable à considérer dans les coûts de recyclage et doit s'intégrer adéquatement dans la chaîne de valorisation. Afin de réduire la consommation d'eau par

unité de production, les eaux de lavage peuvent également être recyclées à condition qu'elles ne perturbent pas la filière de valorisation.

Ce recyclage de l'eau (figure 1.13) qui est une manière d'optimiser la gestion de la ressource eau et de réduire sa consommation en milieu industriel, consiste à la recycler pour le même usage, après un traitement ou à la réutiliser plusieurs fois dans une même opération ou si elle est de qualité suffisante pour un autre usage sur le site. Cette réutilisation de l'eau permet également de diminuer les coûts de consommation de l'eau, de réduire les volumes de rejet, de réduire les coûts de traitement et de pouvoir faire face à toutes éventuelles situations de restrictions tant dans l'approvisionnement que dans le rejet (Cheret, 2017).

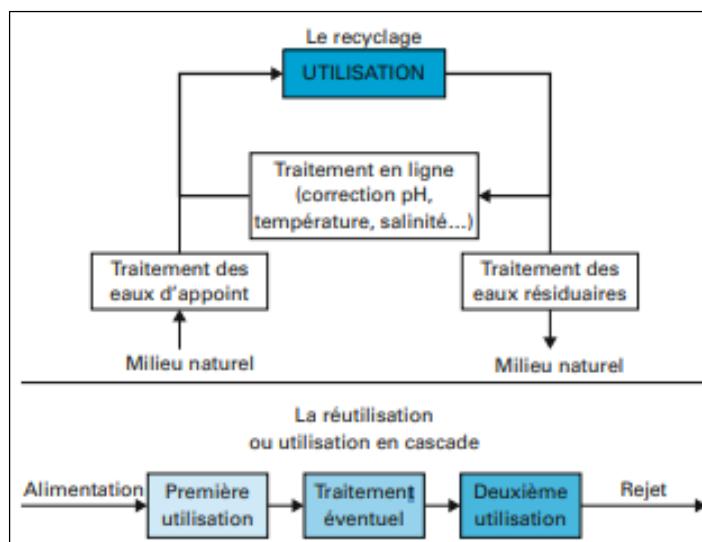


Figure 1.7 Le recyclage et la réutilisation de l'eau

Tiré de Cheret (2017)

Dans la province du Québec, les normes sont spécifiques à chaque municipalité. Afin d'assurer une uniformité dans la province, le MDDELCC suggère un modèle de normes réglementaires concernant les rejets (MDDELCC, 2008).

Les contraintes liées aux rejets imposent de raisonner sur les besoins en eau globaux. L'étape fondamentale est d'estimer les besoins exacts en qualité et quantité d'eau aux différentes

étapes du procédé de fabrication. La seconde étape consiste à chercher des solutions techniques permettant de maîtriser les flux de pollution, tout en favorisant une plus grande valeur ajoutée globale aux produits (Boeglin, 2019).

Ces deux étapes fondamentales facilitent le choix d'un procédé de traitement et le dimensionnement, mais nécessitent de connaître de façon précise la quantité globale de pollution générée et également ses variations temporelles. Une fois le bilan de pollution réalisé, une étude technico-économique consistant d'une part à optimiser la gestion de l'eau, étudie l'utilisation de l'eau dans l'usine et vise à réduire avec différents moyens la consommation d'eau. D'autre part, l'étude consiste à faire un bilan de matière au regard de tous les sous-produits et contaminants qui se retrouvent dans l'eau (Boeglin, 2019).

Finalement, pour poser de manière rationnelle le problème de traitement des eaux usées d'une industrie, la pollution doit être étudiée à la source des activités ainsi que dans le procédé de fabrication lui-même (Boeglin, 2019).

1.3 La mesure et le contrôle des eaux usées industrielles

1.3.1 La méthodologie pour le contrôle des eaux usées industrielles

La méthodologie consiste en une démarche logique selon laquelle découle le choix technique conduisant à la résolution de la problématique de traitement d'eau. Cette méthodologie, s'articule autour d'une trame applicable dans la plupart des cas d'étude de traitement des eaux usées industrielles (Boeglin, 2019).

L'approche s'articule autour de deux phases successives. La première phase consiste en une étude-diagnostic de la pollution aqueuse qui évalue également les possibilités de réduction de la pollution au niveau du procédé (Boeglin, 2019).

La seconde phase consiste en une étude du schéma de traitement des eaux usées qui porte sur l'étude de différents scénarios envisageables au vu du choix du procédé à retenir en

considérant l'aspect technique et économique. Cette étude consiste à comparer différentes technologies envisageables pour le traitement de l'effluent et des boues d'épuration, en considérant, la performance épuratoire de chaque procédé, les coûts d'investissement et d'exploitation associés et leurs impacts sur l'environnement (Boeglin, 2019). Enfin, il faut souligner que toute filière de traitement génère des boues. La gestion de ces dernières demande une étude technico-économique essentielle parallèlement à l'étude d'une filière d'épuration, ainsi que ses impacts sur l'environnement. Cette seconde phase ne sera pas décrite dans ce chapitre.

1.3.1.1 Étude diagnostique

L'étude du diagnostic peut être décomposée en plusieurs étapes dont la réalisation est faite selon une chronologie résumée au tableau 1.3. Elle consiste en une étude technique et économique de diverses solutions de traitement possibles en vue d'un choix d'épuration permettant de réutiliser l'effluent traité ou de satisfaire aux normes de rejet (Boeglin, 2019).

Tableau 1.2 Étapes de l'étude-diagnostique

Adapté de Boeglin (2019)

# Étape	Étape	Objectif
1	Enquête préliminaire	Identifier tous les éléments amenant à la pollution dans l'usine (bilan quantitatif et qualitatif de la production, source de contamination de l'eau, ect)
2	Bilan de la pollution et de l'utilisation de l'eau	Déterminer la nature, la quantité globale et les caractéristiques de l'effluent
3	Étude des possibilités technico-économiques	Réduire les débits d'eaux à traiter pour une meilleure utilisation et une réduction des coûts.
4	Réduction à la source de la pollution	Favoriser l'application de procédés de purification par voie sèche avant l'étape essentielle de lavage.
5	Restructuration du réseau d'assainissement	Séparer les eaux résiduaires en fonction du type de traitement à effectuer.
6	Avant-projet décrivant le schéma directeur d'assainissement	Compiler les données des étapes précédentes et élaborer un plan de traitement rationnel.

1.3.1.2 La méthode d'étude du schéma de traitement des eaux usées

La méthode peut être résumée en trois étapes. La première étape consiste à définir le type de filière de traitements envisageables, par la réalisation de tests en laboratoire permettant de faire un choix rapide des voies de traitement à emprunter. Les résultats de ces tests permettront la mise en œuvre d'installations pilotes afin d'évaluer l'efficacité du procédé en milieu industriel (Boeglin, 2019). La deuxième étape est identique à la première, mais concerne le traitement des boues résiduaires générées. Les tests ont pour objectifs d'évaluer les options d'élimination, comme l'étude des risques de mise en décharge et la possibilité de valorisation (Boeglin, 2019). La troisième étape consiste à rassembler tous les résultats obtenus pour optimiser la collecte de l'effluent, son traitement, l'élimination de déchets et de boues avec les données de dimensionnement et la performance du procédé envisagé. Cette troisième étape évite de rigidifier, sur le plan technique, le ou les procédés avant leur évaluation et leur optimisation technico-économique ultérieure (Boeglin, 2019).

1.3.1.3 La méthode d'évaluation

Des essais en laboratoire ou sur une petite installation pilote permettront de caractériser les eaux. Ces essais permettent de déterminer de la biodégradabilité de l'effluent par l'estimation du rapport DCO/DBO qui indique le potentiel de biodégradation de l'effluent. Des essais permettent d'avoir une idée précise de la cinétique de la biodégradation et ainsi d'évaluer les possibilités du traitement par voie biologique l'évaluation des composés toxiques ou inhibiteurs potentiels de l'effluent sur les microorganismes est également nécessaire pour envisager un traitement par voie biologique. Au stade laboratoire, il est également nécessaire d'évaluer les méthodes d'élimination des substances dispersées ou en suspension, non biodégradables par traitement physico-chimique (Boeglin, 2019; Boeglin et Roubaty, 2007). Enfin, un essai en laboratoire doit être considéré comme l'étape préliminaire dont découlent les orientations à suivre pour mener les essais à plus grande échelle. L'installions pilote permet de prendre en compte tous les facteurs qui ont été négligés lors des essais en laboratoire. En effet, les essais à grande échelle permettent d'observer l'incidence que les

variations du débit, de composition et de concentration des polluants au cours du temps peuvent avoir sur le procédé de traitement (Boeglin, 2019 ; (Boeglin et Roubaty, 2007).

1.3.2 La pollution industrielle et les possibilités de traitements spécifiques

En considérant certains paramètres caractéristiques de la pollution, il possible d'orienter ses essais vers des modes traitements spécifiques.

1.3.2.1 Pollutions insolubles

Les solides en suspension (sable, oxydes, argiles) décantables et les matières flottantes ou légères (huiles, hydrocarbures, fibres) sont séparables par voie physique. Les procédés physiques de traitement sont la décantation, la flottation ou la filtration alors que les matières colloïdales et les produits en émulsion (huiles, hydrocarbures émulsifiés) sont séparables par voie physico-chimique, comme la coagulation et la flottation (Boeglin et Roubaty, 2007).

1.3.2.2 Pollution soluble

Les acides et les bases organiques ou minérales, dont les sels sont solubles dans une limite de concentration et non toxiques (H_2SO_4 , HCl , $NaOH$) peuvent être traités par une neutralisation seule ou combinée à une oxydo-réduction (cyanure, sulfures, chromates à caractère toxique). Les métaux toxiques ou non (Fe, Cu, Zn, Al, Ni, Cr, par exemple) dans une certaine zone de pH peuvent être précipités. Les sulfures, les fluorures, les phosphates aussi peuvent être précipités par ajout de calcium (Ca^{2+}) (Boeglin et Roubaty, 2007). Les produits sulfureux, les composés phénolés, l'ammoniac et certains hydrocarbures aromatiques sont séparables par dégazage ou stripping, c'est-a-dire une extraction gaz-liquide (Boeglin et Roubaty, 2007). Les sels d'acides et de base forts, les composés organiques ionisés ou non peuvent être concentrés par échanges d'ions ou osmose inverse (Boeglin et Roubaty, 2007). Les matières organiques, les colorants, les détergents, entre autres, peuvent être séparés physiquement par adsorption (Boeglin et Roubaty, 2007).

1.3.2.3 Pollution organique biodégradable

Les composés organiques, se retrouvent sous forme solide, dispersés, à l'état colloïdal ou en solution et peuvent être traités par un traitement biologique. Il est également possible qu'après acclimatation des souches bactériennes à divers composés organiques, des composés phénoliques ou des hydrocarbures par exemple, un traitement biologique puisse être appliqué (Boeglin et Roubaty, 2007).

1.4 Les technologies de traitement des eaux

La présente section passe en revue les principales technologies de traitement utilisées par l'industrie. Les technologies décrites sont la coagulation, la flottation, la filtration membranaire, l'électrocoagulation, la photocatalyse hétérogène et l'évaporation. Après la description de chaque technologie, leurs avantages et limitations seront comparés et puisque certains procédés sont déjà largement appliqués en milieu industriel, des exemples d'application industrielle sur des effluents se rapprochant de l'effluent à l'étude seront présentés.

1.4.1 Les technologies de traitement de la matière insoluble

Le traitement de la matière insoluble ou clarification correspond à l'élimination des matières en suspension (MES), des matières colloïdales, et des macromolécules responsables de la turbidité de l'eau ou de sa couleur.

1.4.1.1 Traitement physico-chimique : coagulation et floculation

Les traitements physico-chimiques se subdivisent en trois étapes : la coagulation, la floculation et la séparation. La coagulation est une réaction de déstabilisation des colloïdes et de formation de micromicelles formées d'hydroxydes métalliques et de colloïdes. La floculation est le mécanisme qui rassemble ces micromicelles pour les séparer de la phase aqueuse (Boeglin, 1999; Mouchet 2000).

La coagulation consiste en l'ajout dans l'effluent d'un électrolyte qui va neutraliser les charges négatives qui maintiennent en suspension les colloïdes. En effet, la séparation des colloïdes dans l'effluent par simple décantation ou filtration est difficile, car les particules d'origine minérale, végétale, organique, graisseuse sont à l'état de particules chargées électriquement. Leurs charges exercent une répulsion mutuelle les empêchant de s'agglutiner. Les coagulants couramment utilisés sont des sels de métal trivalent comme le Fe^{3+} ou l' Al^{3+} (tableau 1.4). Ainsi, les charges positives de l'ion métallique vont neutraliser les charges négatives des colloïdes pour former un floc qui pourra alors être éliminé par filtration, flottation ou décantation. Pour être efficace, la coagulation doit être faite à l'intérieur d'une zone de pH bien spécifique pour chaque type de coagulant. Le pH optimal est à déterminer expérimentalement (jar-tests) pour chaque type d'effluent. De plus, pour une coagulation efficace, le coagulant doit être dispersé rapidement dans l'effluent pour une dispersion immédiate qui permettra une neutralisation uniforme des colloïdes (Mouchet 2000; Crini et Badot, 2007). La coagulation amorce la formation du floc dont il est possible d'augmenter le volume, la masse et la cohésion en ajoutant un floculant. Les floculants se retrouvent sous forme minérale ou organique (Mouchet 2000).

Tableau 1.3 Coagulants couramment utilisés

Tiré de Crini et Badot (2007)

Sels d'aluminium	Formule
Sulfate d'aluminium	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$
Chlorure d'aluminium	AlCl_3
Aluminate de sodium	NaAlO_2
Sels de fer	Formule
Chlorure ferrique	FeCl_3
Sulfate ferrique	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
Sulfate ferreux	FeCl_3

La séparation liquide-solide est nécessaire après la formation des flocs pour récupérer l'eau clarifiée. La décantation utilise le principe de la gravité sur les matières en suspension qui sédimentent et forment les boues dans la partie inférieure du décanteur et l'eau est récupérée dans la partie supérieure. Lorsque le floc est léger, le principe est inversé, c'est la flottation. Dans une flottation, les boues sont récupérées sous forme d'écume dans la partie supérieure et l'eau est recueillie dans la partie inférieure. Une variante de la décantation est la flottation à air dissous (Mouchet (a) 2000; Crini et Badot, 2007).

1.4.2 Les technologies de traitement de la matière soluble et insoluble

L'élimination des substances particulières peut suffire lorsque les critères de qualité sont atteints. Cependant, dans divers contextes, le traitement doit être plus avancé pour éliminer les micropolluants organiques et minéraux solubles. Plusieurs technologies permettent de traiter la pollution soluble tout en ayant une influence sur la pollution particulaire : le traitement membranaire, l'électrocoagulation et la photocatalyse hétérogène.

1.4.2.1 La séparation membranaire

Une filtration membranaire est un procédé de séparation physique d'un effluent dont l'objectif est de concentrer des espèces dissoutes et en suspension dans un mélange à travers une membrane. Une membrane est donc une barrière physique sélective, agissant sous l'effet d'une force de transfert et dont l'épaisseur varie de quelques centaines de nanomètres à quelques millimètres (Record, 2013; Boeglin, 2002).

Les membranes qui peuvent être appliquées aux effluents industriels sont les membranes microporeuses de microfiltration (MF) et d'ultrafiltration (UF), les membranes semi-perméables de nanofiltration (NF) et d'osmose inverse (OI), les membranes perm-sélectives de dialyse et d'électrodialyse et les membranes de dégazage par perméation gazeuse. Seules les membranes semi-perméables de nanofiltration (NF) seront abordées dans cette section, ce sont des procédés membranaires à gradient de pression dans lequel la rétention des

substances solubles est fonction des caractéristiques de la membrane (Déon et Fievet, 2020; Boeglin, 2002).

Dans la technique membranaire, l'effluent à traiter est divisé au niveau de la membrane en deux fractions de concentrations différentes. La fraction traversant la membrane est le débit de perméat. L'autre fraction qui inclut les particules retenues reste en surface de la membrane et forme le débit de concentrat ou retentat (Déon et Fievet, 2020; Boeglin, 2002).

Le tableau 1.14 présente les seuils de coupures des différentes membranes qui peuvent être utilisées dans le traitement de l'eau. La filtration fine, dont le diamètre des pores varie entre 10 et 100 μm , permet la rétention des particules en suspension. La microfiltration peut être utilisée comme prétraitement d'un effluent, avant la nanofiltration qui se situe entre l'osmose inverse et l'ultrafiltration. La nanofiltration, dont les pores varient entre 0,001 et 0,01 μs , permet la rétention des sels ionisés de masse molaire supérieure à 250 g/mol et toutes les molécules dont la taille est voisine de celle du nanomètre (Record, 2013; Boeglin, 2002).

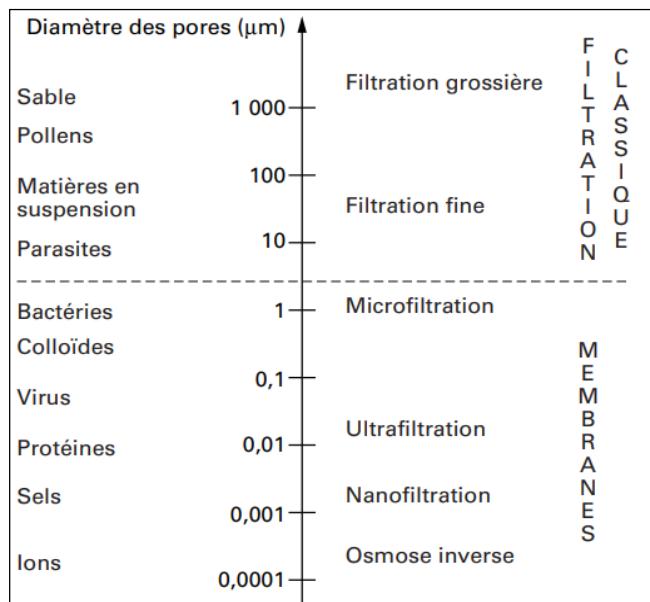


Figure 1.8 Seuils de coupures des membranes

mises en œuvre dans le traitement de l'eau

Tiré de Boeglin (2002)

Les membranes peuvent être de nature organique, comme les membranes de polymères de synthèse, ou minérales qui sont constituées de matériaux céramiques tels que le dioxyde de titane et l'alumine. Le tableau 1.5 compare les caractéristiques des membranes céramiques et organiques. Les membranes organiques de manière générale sont faciles à mettre en œuvre, leur coût de production est plus faible que celui des membranes céramiques et elles existent dans toutes les tailles de pores. Les principales limitations sont leur faible résistance thermique, chimique et mécanique par rapport aux membranes céramiques. Les principaux inconvénients des membranes minérales sont une disponibilité limitée dans les tailles de pores et leur fragilité à cause de la rigidité des matériaux utilisés. Leur champ d'application est donc limité (Déon et Fievet, 2020 ; Boeglin, 2002).

Tableau 1.4 Comparaison des membranes organiques et minérales

Tiré de Boeglin (2002)

Propriétés	Membranes minérales (Céramique)	Membranes organiques (Polymères)
Applications	MF, UF	MF, UF, NF, OI
Résistance thermique	> 100°C	< 100°C
Résistance chimique	pH de 0 à 14	pH de 2 à 12
Résistance mécanique	Bonne	Moins bonne
Tolérance aux oxydants	Oui	Fonction du polymère
Compactage	Insensibles	Sensibles
Durée de vie	10 ans	5 ans

MF, UF, NF, OI : microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration et osmose inverse

L'application des procédés membranaires pour le traitement des rejets industriels est répandue, par exemple, pour la récupération des métaux nobles dans certains rejets de traitement de surface, dans l'industrie alimentaire des lactosérum ou encore l'industrie textile pour séparer des produits d'enzymage. En théorie, le procédé membranaire peut traiter tous les types d'effluents liquides. Le fonctionnement est en continu et peut être facilement automatisé, ce qui réduit le niveau de maintenance requis. Cependant, l'inconvénient majeur est économique, à savoir l'investissement, l'énergie, les coûts de remplacement des membranes, en plus du taux de concentration qui peut être limité par divers facteurs, comme

la pression osmotique, la viscosité et l'entartrage (Déon et Fievet, 2020). En effet, l'optimisation des conditions d'opérations doit être le résultat d'un compromis entre les caractéristiques de l'effluent, le type de membrane et des modules mis en opération. Les conditions opératoires doivent être ajustées à chaque application. Ainsi, pour les effluents présentant une grande variabilité tant en qualité qu'en quantité, l'opération devient complexe (Déon et Fievet, 2020 ; Honget Elimelech, 1997; Malleviale et al., 1996).

Même si l'avantage par rapport aux procédés physico-chimique et thermique est que la mise en œuvre peut être réalisée à température ambiante, sans changement de phase et utilisation de réactifs chimique, les coûts associés à son application peuvent être rédhibitoires. Le défi est de maintenir, sur une durée compatible aux réalités de production, les objectifs de traitement, tout en minimisant le colmatage, pour assurer des conditions techniques et économiques viables.

D'après les fournisseurs, les gammes de prix pour les procédés membranaires sont étendues. Le tableau 1.6 présente une idée de la répartition des coûts d'investissement et d'exploitation. Cependant, ces coûts dépendent de la nature de la membrane (organique ou minérale), du contexte industriel, du degré d'épuration recherché (facteur de concentration, seuil de coupure, résistance chimique) (Record, 2013). La filtration peut être combinée à des procédés électrochimique ou biologique pour améliorer le traitement des effluents chargés en matière organique difficilement biodégradable et réduire les coûts de traitement (Roosens et al. 2007).

Tableau 1.5 Répartition approximative des coûts

Tiré de Record (2013)

Répartition du coût d'investissement	
Circuit hydraulique	40 %
Modules	35 %
Montage et mise en service	10 %
Répartition du coût d'exploitation	
Remplacement des membranes	30 à 50 %
Entretien membranes	10 à 30 %
Énergie	20 à 30 %
Main d'œuvre	15 %

1.4.2.2 Électrocoagulation

Une alternative à la coagulation chimique est l'électrocoagulation qui ne nécessite pas l'ajout de coagulant. C'est une réaction de séparation liquide-solide, dans laquelle des ions métalliques sont fournis électrochimiquement par oxydation en continu par l'anode soluble comme source de coagulant. Les anodes sont généralement en fer ou en aluminium (Fe^{3+} , Al^{3+}) et libèrent des cations métalliques semblables à ceux utilisés dans la coagulation classique. Les ions métalliques s'hydrolysent près de l'anode pour former des hydroxydes métalliques qui déstabilisent les particules dispersées. Il se produit, simultanément, une migration électrophorétique des particules chargées négativement vers l'anode qui entraîne la coagulation entre les particules qui sont associées aux oxydes métalliques à proximité de l'anode, ce qui forme des agrégats qui se déposent sur cette dernière (figure 1.15). Cette étape est fortement influencée par la conductivité de l'effluent (Tourbin et al., 2012; Moussa et al., 2017).

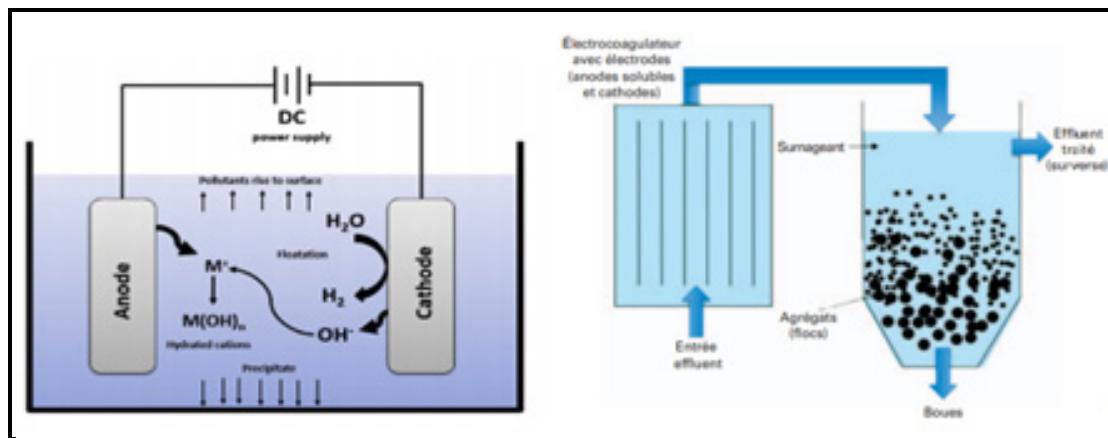


Figure 1.9 Schéma général d'une cellule d'électrocoagulation et réactions globales

Tiré de Tourbin et al. (2012) et de Moussa et al. (2017)

L'électrocoagulation permet de traiter une large gamme de contaminants, tels que les MES, la pollution organique, les sels dissous, les métaux, les hydrocarbures et les matières difficilement biodégradables, ce qui facilite un traitement biologique en aval. C'est un procédé qui n'utilise pas de réactif chimique, en contrepartie de la consommation d'énergie électrique. La dépense énergétique est variable. Elle dépend du type d'application, mais le procédé demande peu de maintenance. Les coûts sont comparables aux techniques conventionnelles, comme la coagulation et la floculation. Pour une installation à grande échelle, le coût dépend principalement de l'électricité consommée, et dans une moindre mesure, du coût de remplacement des électrodes (Tourbin et al. 2012; Yavuz et Öğütveren, 2018).

Conditions et limites d'opération

L'efficacité du procédé est influencée par certaines conditions intrinsèques de l'effluent. C'est le cas du pH initial et de la conductivité. Le pH a un impact sur les espèces présentes à l'équilibre à une certaine valeur de pH et a une influence sur la solubilité des groupes hydroxydes formés. Puisque les différentes formes de composé sont présentes de façon majoritaire à des pH différents, cela se traduit par des masses coagulées différentes. Le choix des électrodes dépend entre autres de ce paramètre. Dans le même ordre d'idée, la proportion d'ions en solution peut être modifiée par la conductivité, ce qui peut donc affecter les performances du procédé (Hakizimana, et al., 2017).

L'efficacité du procédé peut être également influencée par la configuration des électrodes (figure 1.16). Dans un arrangement monopolaire en parallèle, la différence de potentiel est réduite puisque le courant est divisé entre toutes les électrodes qui sont connectées entre elles et à la source de courant. En configuration monopolaire en série, les électrodes situées aux extrémités sont connectées à la source de courant et les autres sont connectés entre elles, ce qui fait en sorte que la différence de potentiel est plus élevée. Enfin, dans une configuration bipolaire en série, les électrodes aux extrémités sont connectées à la source de courant, alors que les autres ne le sont pas, permettant ainsi leur polarisation. Le choix de ces configurations dépend de l'énergie électrique nécessaire, qui, elle-même, est dépendante des polluants à traiter et de leur concentration (Hakizimana, et al., 2017).

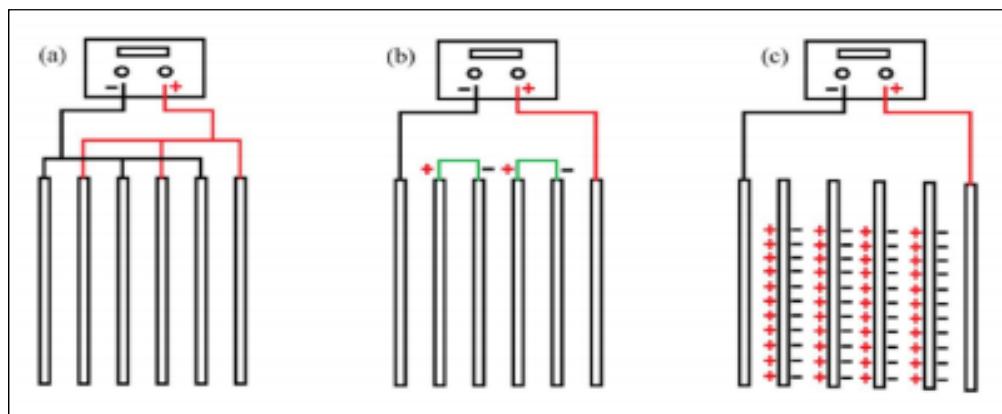


Figure 1.10 Configurations possibles des électrodes dans un procédé d'électrocoagulation a) arrangement monopolaire en parallèle, b) arrangement monopolaire en série, c) arrangement bipolaire en série

Tiré de Garcia-Segura et al. (2017)

Outre les paramètres physico-chimiques et le type d'électrode ainsi que leur arrangement, les performances sont également influencées par la cadence de traitement, c'est-à-dire le fait que le traitement soit effectué en continu ou en système fermé. Parmi les conditions opératoires, il faut également citer le type de réacteur. Enfin, la puissance du courant envoyé et le temps de réaction sont des paramètres d'opération, une grande influence significative sur la performance du traitement (Hakizimana, et al., 2017 ; Record, 2013).

L'étude d'Emamjomeh et Sivakumar (2009) montre que pour les eaux chargées en matière organique, les électrodes en aluminium permettent un bon abattement des phénols et des hydrocarbures, alors que les électrodes en fer permettent un bon abattement de la turbidité et des composés gras. Pour la DCO, les deux types d'électrodes ont montré un abattement similaire. Finalement, la performance du procédé d'électrocoagulation dépend de la composition initiale de l'effluent et doit être adaptée à cette dernière.

Parmi les limitations à ne pas négliger dans l'analyse de cette technologie figure le remplacement des électrodes. Ce contrôle insuffisant de la fréquence de remplacement et le contrôle difficile des paramètres d'opération du procédé peuvent conduire à une inhibition des réactions diminuant ainsi la vitesse de réaction. Ces limitations entraînent des impacts négatifs sur l'aspect économique et environnemental. Les besoins importants en électricité pour opérer le système entraînent également des coûts élevés (Hakizimana, et al., 2017; Record, 2013).

Le procédé traite une large gamme de contaminants et ne requiert pas l'utilisation de produits chimiques. Ces avantages permettent de limiter les besoins d'unités complémentaires de traitement (Hakizimana, et al., 2017 ; Record, 2013).

Un exemple de clarification par électrocoagulation est l'étude de Lai et Lin (2003) portant sur l'électrocoagulation d'un effluent généré par une usine de semi-conducteur. L'effluent contenant des nanoparticules se caractérise par une charge totale en solides de 4 g/L, une DCO de 0,5 g/L et des particules de diamètre moyen de 100 nm. Les conditions opératoires optimales avec l'utilisation d'électrodes Fe/Al ont permis un abattement de 96 % de la turbidité et de 75 % de la DCO. L'étude préconise également l'ajout d'électrolyte pour augmenter la conductivité de l'effluent et ainsi favoriser l'électrodécantation pour augmenter l'abattement de la turbidité.

1.4.2.3 Procédé de photocatalyse en phase hétérogène

Les procédés d'oxydation avancée, de manière générale, consistent en une activation chimique, photochimique, catalytique d'un catalyseur comme l'ozone, le peroxyde d'hydrogène, le dioxyde de titane afin d'oxyder les polluants organiques, jusqu'à minéralisation complète. Les principales technologies sont présentées à la figure 1.17.

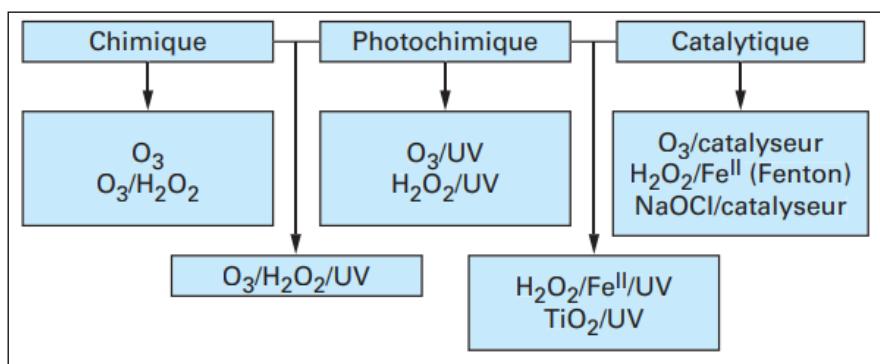


Figure 1.11 Les différents procédés d'oxydation avancée

Tiré de Baig et Mouchet (2017)

Le procédé photocatalytique en phase hétérogène est basé sur l'irradiation d'un catalyseur, le dioxyde de titane (TiO₂). Le dioxyde de titane est adapté au traitement des effluents, car il présente l'avantage d'être chimiquement et biologiquement inerte et peu coûteux en plus d'être actif d'un point de vue photocatalytique. Il existe deux manières d'utiliser ce catalyseur, soit sous forme dispersée ou sous forme fixe.

Le principe est basé sur l'excitation d'un photocatalyseur (TiO₂) par une source lumineuse (UV). Ceci induit la migration de charges positives et négatives à la surface du catalyseur et une réaction avec le milieu pour la formation d'oxydants et de réducteurs (figure 1.18) (Bradu et al., 2017).

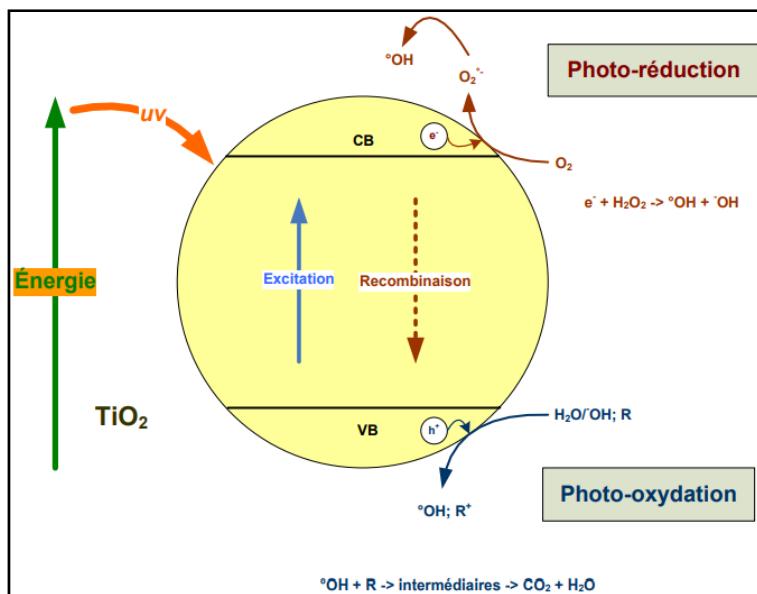


Figure 1.12 Le mécanisme de dégradation

photocatalytique TiO₂/UV

Tiré de Zaviska et al. (2009)

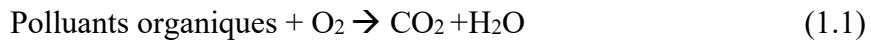
Conditions et limites d'opération

Le procédé de photocatalyse hétérogène est principalement influencé par plusieurs paramètres. Tout d'abord, la concentration en polluant influence la cinétique de dégradation qui est proportionnelle au taux de recouvrement de la surface du catalyseur par le polluant, c'est-à-dire, à la quantité de substrat adsorbé à la surface du catalyseur. Lorsque la concentration en polluant est faible, la vitesse de réaction devient directement proportionnelle à la concentration en polluant. Pour des concentrations élevées en polluants, la vitesse de réaction est maximale et est égale à la constante cinétique de dégradation (Zaviska et al., 2009; Simon et al., 2008).

Le pH de l'effluent influence la charge à la surface du TiO₂ et donc la taille des agrégats formés. Le pH optimum pour une réaction photocatalytique en présence de TiO₂ est d'environ 6; il correspond au pH auquel la charge de surface du catalyseur est nulle. En effet, des interactions répulsives peuvent se faire entre les polluants ionisés et la charge de la surface du catalyseur (Zaviska et al., 2009; Simon et al., 2008).

Ensuite, le rendement photocatalytique de réaction est influencé par la concentration et la structure cristalline du catalyseur. Une forte concentration de catalyseur rend la solution opaque et crée un écran empêchant la pénétration de la lumière dans le centre du réacteur. Le flux lumineux est également un paramètre important qui influence le procédé. En effet, la turbidité due aux matières en suspension peut interférer avec ce flux lumineux. Une étape de filtration est préalablement effectuée lorsque la turbidité est élevée avant le traitement photocatalytique (Zaviska et al. 2009; Simon et al. 2008).

De plus, la concentration en oxygène dissous de l'effluent favorise la réaction photocatalytique. En effet, l'oxygène dissous intervient dans la réaction de photocatalyse des polluants organiques selon l'équation suivante :



Ainsi, en agissant comme accepteur d'électron, l'oxygène augmente la cinétique de dégradation des polluants (Zaviska et al. 2009; Simon et al. 2008).

Enfin, la photocatalyse étant un procédé d'activation photonique, il ne nécessite pas un apport de chaleur, mais la plupart des photoréactions sont sensibles aux variations de température. En abaissant la température, l'adsorption est favorisée. Inversement, lorsque la température augmente, l'adsorption exothermique est moins favorisée (Zaviska et al., 2009; Simon et al., 2008).

Les avantages chimiques et techniques résident dans la simplicité d'opérer le système au niveau environnemental. L'avantage est que les polluants sont totalement minéralisés. Cependant, l'inconvénient majeur des procédés d'oxydation avancée tels que la photocatalyse hétérogène est l'aspect économique. C'est pourquoi le développement à grande échelle est limité et axé sur le couplage avec diverses technologies pour diminuer les coûts. Ainsi, le principal défi est le transfert des études à l'échelle laboratoire à l'échelle

industrielle. Plusieurs études à l'échelle laboratoire ont été réalisées pour le traitement des pesticides des eaux de surface et souterraines, pour désinfecter des eaux ou sur des effluents de papetières et textiles. Pour limiter l'utilisation de réactifs, les applications disponibles actuellement sont efficaces pour les effluents avec une DCO inférieure à 5 g/L (Bradu et al., 2017).

Le système oxydant TiO₂/UV présente l'avantage d'être efficace sur une large gamme de polluants, même ceux difficilement oxydables par les procédés conventionnels, et la récupération du catalyseur est simple. De plus, ce système permet d'oxyder des composés minéraux toxiques (Zaviska et al., 2009; Baig et Mouchet, 2017). Cependant, l'efficacité du système dépend de plusieurs facteurs, tels que la qualité de l'effluent, le pH, l'intensité et la pénétration de l'irradiation, la concentration en oxygène dissous et la forme du réacteur qui influe sur le temps de réaction et la qualité de mise en contact. Ces limitations justifient le peu d'installations de taille industrielle pour le système TiO₂/UV. Ce système se retrouve principalement en industrie chimique pour l'élimination du COT, en industrie électronique pour l'élimination des COV ou encore en armement pour éliminer les explosifs aromatiques (Baig et Mouchet, 2017; Simon et al., 2008).

1.4.2.4 Procédé biologique

Les procédés de traitement biologique sont largement utilisés pour le traitement des effluents industriels. Le dimensionnement de ces procédés est basé sur un bilan quantitatif et qualitatif de l'effluent, et sur l'hypothèse d'un régime stationnaire. Cependant, les variations de débit et de concentration de polluants associés aux diverses fluctuations temporelles (journalières, hebdomadaires) perturbent continuellement ces systèmes de traitement biologique. De plus, les conditions opératoires sont discontinues, ce qui peut déstabiliser la biomasse. Des régimes pseudo stationnaires peuvent être mis en place à partir d'outils scientifiques pour optimiser le dimensionnement et maintenir une performance d'épuration.

L'épuration par voie biologique, même si elle est reprise en milieu industriel, est un traitement complexe à opérer à cause de la variabilité des eaux du procédé. Chaque contexte est particulier et impose d'adapter le procédé aux réalités de production (Delporte, 2007 ; Boulenger et Gallouin, 2009).

Toutefois, il faut souligner que le rapport DCO/DBO₅ permet de qualifier la biodégradabilité d'un effluent, ainsi (Truc, 2007) :

- DCO/DBO₅ < 2 l'effluent est facilement biodégradable
- DCO/DBO₅ < 4 l'effluent est moyennement biodégradable
- DCO/DBO₅ > 4 l'effluent est difficilement biodégradable

Ce rapport n'indique pas la fraction de DCO difficilement biodégradable, c'est à dire réfractaire. Plusieurs protocoles existent pour l'évaluer, dont celui de l'AFNOR (Truc, 2007), mais ceci ne sera pas décrit dans la présente section.

La DCO réfractaire peut avoir comme origine des composés phénoliques, des composés organohalogénés, des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des huiles minérales, des détergents, des tensioactifs entre autres, car les substances de ces familles de composés ne sont pas toutes difficilement biodégradables. Il faut également souligner que la DCO réfractaire, comme dans l'industrie de la pâte à papier, peut être d'origine naturelle, où la présence de la lignine qui est un constituant majoritaire dans le bois (grandement responsable de la DCO réfractaire). Enfin, la DCO réfractaire peut être due à la présence de composés inhibiteurs de la fonction métabolique de la biomasse, comme les métaux lourds (Truc, 2007).

La DCO réfractaire peut être éliminée par des techniques chimiques destructives basées sur l'oxydation des composés réfractaires ou par des techniques physiques séparatives qui vont soustraire ces composés avant le traitement ultérieur de l'effluent. Des études ont permis de traiter des effluents contenant des molécules réfractaires à la biodégradation par voie biologique. Par exemple, les études de Xing et al. (2001) et Xing et al. (2000) démontrent

que les réacteurs biologiques membranaires permettent d'une part, la dégradation d'un grand nombre de composés difficilement biodégradables et d'autre part, une rétention complète des microorganismes épurateurs permettant d'augmenter la concentration de boue activée améliorant ainsi les cinétiques. Des études d'optimisation menées par Liu et al. (2005), Chang et al. (2002) et Vane et al. (2002) ont démontré qu'il est possible d'améliorer le procédé de réacteur membranaire pour une optimisation de la dégradation des tensioactifs tout en minimisant la consommation énergétique. Enfin, les études de Sayadi et Dhouib (2005) et Dhouib et al. (2003) ont identifié une souche agissant sur un large spectre de tensioactifs anioniques avec une cinétique de dégradation rapide.

L'ensemble de ces études permet de ne pas exclure la possibilité d'un traitement par voie biologique pour des eaux de lavage à la condition qu'il n'y ait pas de composés avec une toxicité aiguë pour les microorganismes et surtout, que les effluents à traiter issus d'un procédé de recyclage de PEHD soient stables tant en quantité qu'en qualité.

1.5 Les technologies de concentration par évaporation

Il est important de comprendre les caractéristiques d'un procédé de concentration par évaporation afin d'étudier le potentiel de trajectoire dans un contexte industriel. Le principe de l'évaporation est de porter l'eau usée à ébullition pour séparer l'eau du concentrat (solide à éliminer) et du condensat (fraction liquide évaporée et re-condensée). Selon la nature de la problématique, il peut être recherché, soit la valorisation du distillat ou du condensat.

1.5.1 Les différents types de technique d'évaporation en milieu industriel

L'énergie à fournir pour le changement d'état engendre une forte consommation nécessaire pour produire une source chaude pour la vaporisation et une source froide pour la condensation. Les coûts jugés excessifs par rapport aux autres techniques de traitement expliquent pourquoi cette technique à longtemps était peu appliquée. Actuellement, les améliorations du procédé d'évaporation et la recherche encouragent son application pour le traitement des effluents.

Ainsi, les procédés d'évaporation diffèrent par leur mode d'apport de chaleur et de pression de fonctionnement (Gallicher et Savel, 2017). La section suivante passe en revue les différentes techniques d'évaporation possible en milieu industriel.

1.5.1.1 L'évaporateur a compression mécanique de vapeur (CMV)

Dans un procédé par CMV, les buées produites sont comprimées mécaniquement et réutilisées en entrée de l'échangeur (figure 1.19). Le rendement d'abattement de la pollution bactériologique, de la DCO, des hydrocarbures, des sels et des MES est bon. Le principal inconvénient est la température d'ébullition supérieure à 60°C qui augmente les risques d'encrassement et d'entraînement à la vapeur et les coûts de maintenance du compresseur (Gallicher et Savel, 2017; RECORD, 2013; Decloux et Rémond, 2009).

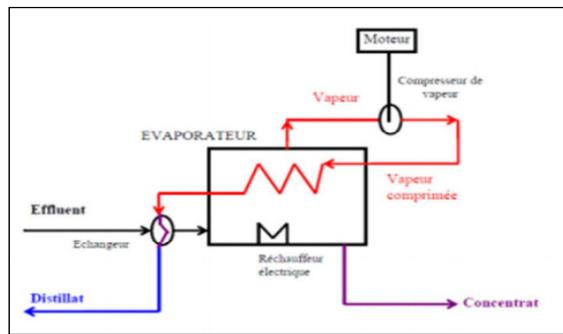


Figure 1.13 Compression mécanique de vapeur (CMV) Tiré de RECORD (2013)

1.5.1.2 L'évaporateur à pompe à chaleur (PAC)

L'évaporateur à PAC permet de travailler à basse température, puisque, opérer sous vide a pour objectif de travailler avec des vapeurs de températures inférieures aux températures à pression moyenne ou élevée. Dans ce cas, l'effluent est traité à une température comprise entre 0 et 40°C et à une pression de 50 mbar. Le circuit frigorifique de la pompe à chaleur apporte les calories nécessaires à l'évaporation de l'effluent et les frigories nécessaires à la

condensation du distillat (figure 1.20). L'évaporation sous vide avec une PAC permet un bon abattement de la DCO, des sels, des bactéries et hydrocarbures. De plus, la basse température d'opération permet de traiter des mélanges de produits thermosensibles, de diminuer la dégradation thermique des produits, et d'en limiter les dépôts sur les parois de l'évaporateur. Cependant, lorsque la concentration en MES est élevée, l'évaporation sous vide avec une PAC présente un fort risque d'encrassement. Un autre inconvénient est le maintien du vide en continu durant le fonctionnement, ce qui augmente la consommation énergétique par rapport au CMV (Gallicher et Savel , 2017; Decloux et Rémond, 2009).

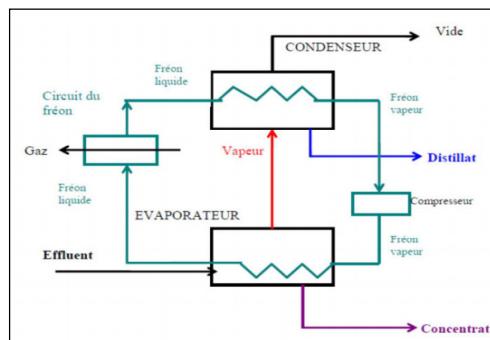


Figure 1.14 Évaporateur à PAC

Tiré de RECORD (2013)

1.5.1.3 L'évaporateur à simples ou multiples effets

Un autre procédé consiste en un simple effet ou multiples effets. Le principe d'une évaporation à simple effet consiste en une chambre de chauffage alimentée en continu par l'effluent, et chauffée par la vapeur d'eau. Un liquide réfrigérant refroidit un condensateur et les vapeurs sont récupérées alors que l'élimination se fait sans interruption. Dans une évaporation à multiples effets, plusieurs évaporateurs à simple effet sont mis en série. La vapeur générée par un effet devient la vapeur de chauffage de l'effet suivant, ce dernier fonctionne alors avec une pression plus basse (figure 1.21). Ainsi, le coût énergétique diminue avec le nombre d'effets. Cependant, si l'avantage est de diviser les besoins énergétiques avec le nombre d'effets, une augmentation des frais d'investissement doit être considérée. La recherche d'un compromis entre le nombre d'effets nécessaire pour

économiser la vapeur et les coûts d'investissements doit être réalisée (Gallicher et Savel, 2017; Decloux et Rémond, 2009).

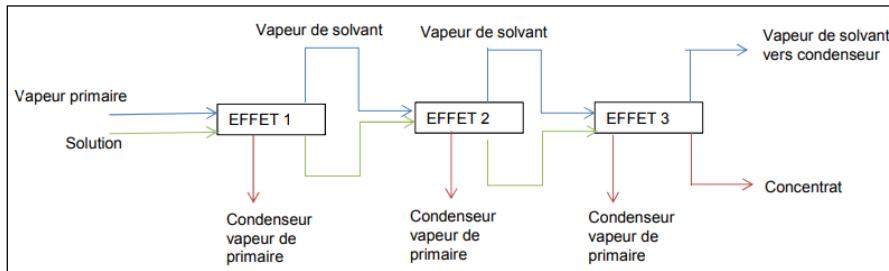


Figure 1.15 Simple et multiples effets

Tiré de RECORD (2013)

1.5.1.4 L'évaporateur à thermocompression de vapeur

La vapeur secondaire peut être utilisée d'une autre manière par réinjection dans l'évaporateur comme vapeur de chauffage; c'est un procédé de thermocompression (figure 1.22). À la différence de la CMV dans laquelle la force motrice est mécanique, un thermocompresseur est un injecteur à vapeur. La vapeur motrice sous pression est transformée en énergie cinétique et génère un jet à forte vitesse. Ce dernier entraîne alors une partie de la vapeur secondaire à la sortie de l'évaporateur (RECORD, 2013; Decloux et Rémond, 2009).

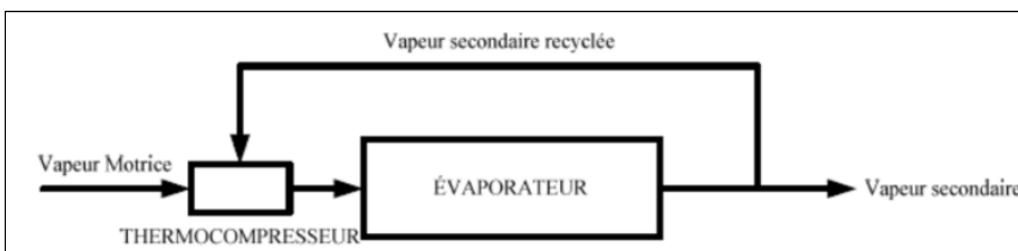


Figure 1.16 Principe de la thermocompression de vapeur (TC)

Tiré de RECORD (2013)

1.5.2 Différents types d'évaporateurs industriels

Outre les diverses techniques d'évaporation, différents types d'évaporateurs sont disponibles sur le marché. Les principaux sont décrits dans cette section.

1.5.2.1 L'évaporateur à flot tombant

L'évaporateur à flot tombant est constitué d'un tube de chauffe vertical et tubulaire. Le liquide est introduit par le haut, et les buées et le concentrat sortent par le bas. Ce type d'évaporateur est bien adapté aux effluents avec une faible quantité de solides et une tendance faible à l'encrassement. En effet, le bon fonctionnement de ce type d'évaporateur dépend du fait que la surface d'échange soit bien recouverte (Gallicher et Savel, 2017; RECORD, 2013).

1.5.2.2 L'évaporateur à grimage

L'évaporateur à grimage est également tubulaire et vertical. L'effluent circule à l'intérieur du tube chauffant selon un mouvement ascendant. Le liquide est entraîné le long des tubes par la force ascensionnelle des bulles. Cette force augmente le transfert de chaleur par une haute turbulence. Un mouvement centrifuge dans la partie supérieure de l'évaporateur favorise la séparation liquide-vapeur. Un des inconvénients est que l'écart entre la température de condensation et celle du liquide en ébullition doit être important, limitant ainsi le nombre d'effets possible. Enfin, un autre inconvénient est que ce type d'évaporateur est peu recommandé pour les produits thermosensibles, puisque le temps de séjour est relativement long soit entre 10 et 20 minutes (Gallicher et Savel, 2017; RECORD, 2013).

1.5.2.3 L'évaporateur à circulation forcée

L'évaporateur à circulation forcée est constitué d'un corps chauffant tubulaire ou non dans lequel le liquide est surchauffé. Une pression hydrostatique suffisante est maintenue dans l'enceinte du corps pour éviter que l'ébullition ait lieu dans cette enceinte. L'évaporation a

lieu dans le détenteur et le distillat est refroidi à la température correspondant à la pression de vapeur saturante dans le détenteur. Le principal avantage est que la circulation du liquide est indépendante du gradient de température, ce qui donne une souplesse dans le dimensionnement de la surface de chauffe, puisque l'évaporation a lieu dans le séparateur. Cependant, le principal inconvénient est la grande consommation énergétique de la pompe de recirculation et le temps de séjour important nécessaire (Gallicher et Savel, 2017 ; RECORD, 2013).

1.5.3 Exemples d'utilisation en milieu industriel

Différentes industries utilisent des systèmes d'évaporation pour le traitement de leurs effluents. En raison de la diversité des effluents à traiter, des différentes capacités d'un site à un autre, des différents coûts énergétiques et des contextes industriels, quelques exemples d'installations existantes sont présentés dans cette section. Peu d'études sont disponibles concernant l'utilisation de l'évaporation sur les effluents d'industrie de recyclage de plastique. Ainsi, les exemples décrits sont représentatifs des conditions industrielles spécifiques à chaque industrie, mais présentent des caractéristiques au regard des composés présents dans l'eau à traiter et à l'effluent à l'étude.

1.5.3.1 Exemple en industrie agrochimie pour la production d'herbicides et de pesticides

La production de pesticides génère un volume de 25 m³/h d'effluents contenant principalement du NaCl, des composés organiques et des composés de synthèse. Le système d'évaporation est constitué d'un évaporateur à flot tombant et un évaporateur cristalliseur à circulation forcée avec un couplage thermique à double effet (figure 1.23). Le système permet de récupérer environ 99 % du NaCl, avec un degré de pureté permettant son recyclage (Gallicher et Savel, 2017).

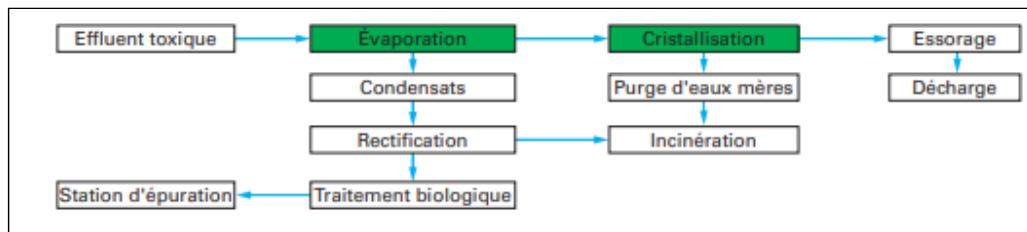


Figure 1.17 Filière de traitement de l'effluent issu de la production
d'herbicides et pesticides

Tiré de Gallicher et Savel (2017)

1.5.3.2 Exemple en industrie alimentaire pour la concentration de vinasses

Les productions issues de la fermentation varient en concentration et en débit, mais sont caractérisées par des effluents contenant des composés minéraux et organiques. Deux types d'effluents sont produits les vinasses et les éluas de déminéralisation. Les débits sont généralement élevés ($200 \text{ m}^3/\text{h}$ ou plus) et subissent une pré-concentration avant leur traitement. Le schéma de traitement est semblable pour les différentes applications (figure 1.24). Selon la concentration initiale de la solution, il existe trois types de configuration. Une première configuration consiste en un évaporateur à multiples effets (quatre ou six) pour la pré-concentration, avec un à quatre évaporateurs à flot tombant pour l'étape d'évaporation sans cristallisation, puis d'évaporateurs à circulation forcée. Une deuxième configuration consiste en une unité de pré-concentration dans un évaporateur à flot tombant avec compression mécanique distinct d'une unité d'évapo-cristallisation à plusieurs effets dans un évaporateur à circulation forcée. Une troisième configuration consiste en une compression mécanique sur toute l'évaporation, composée généralement de trois unités successives qui concentrent l'effluent. Ces trois configurations ont en commun une étape essentielle consistant en une étape de refroidissement par détente sous vide qui diminue la température du concentrat et la teneur en composés minéraux (Gallicher et Savel, 2017).

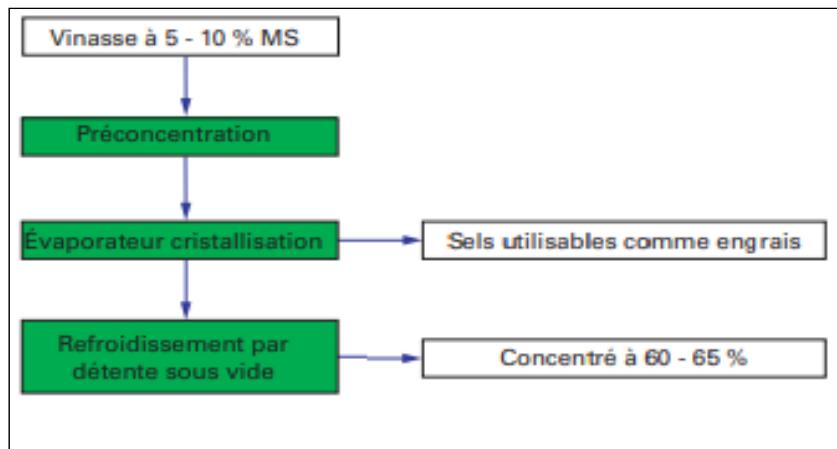


Figure 1.18 Filière de traitement de l'effluent issu de

la concentration de vinasses

Tiré de Gallicher et Savel (2017)

1.5.3.3 Exemple en environnement pour le traitement des lixiviats de décharges

Ces lixiviats sont générés par les lieux d'enfouissement techniques en percolant à travers la masse de matière, les eaux de pluie sont alors chargées de divers polluants qui ne peuvent être rejetés. Il existe deux options de traitement par évaporation pour ce type de solution. Une méthode consiste à évaporer sous haute température par combustion submergée du biogaz généré par le site et les boues sont traitées en un site contrôlé. Cependant, il est difficile de contrôler la concentration en polluants dans les fumées. Une autre méthode consiste en une concentration à sec dans un évaporateur à couche mince, avec une étape de préconcentration dans une unité d'évaporation à flot tombant. Le résidu sec est éliminé sur site. Dans cette méthode, la compression mécanique est utilisée dans l'évaporateur à flot tombant, et l'unité à couche mince est chauffée avec de l'huile thermique. Toutefois, cette méthode est applicable pour des débits variant de 8 et 10 m³/h ou plus (Gallicher et Savel, 2017).

1.5.3.4 Exemple du traitement des effluents de laveries industrielles

Les effluents de laveries industrielles sont caractérisés par une forte concentration en huiles et en détergents. Généralement, les laveries industrielles recyclent leurs eaux de lavage et de

rinçage, avec une préconcentration dans une unité à flot tombant suivie d'une compression mécanique des vapeurs et d'une finition avec une unité d'évaporation à circulation forcée chauffée par la vapeur (figure 1.25) (Gallicher et Savel, 2017).

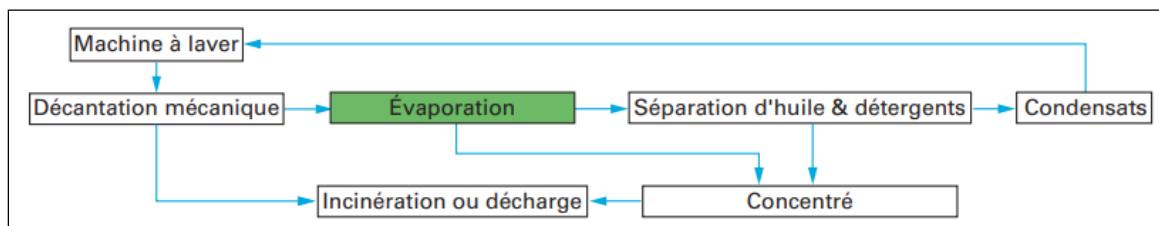


Figure 1.19 Filière de traitement de l'effluent issue de laveries industrielles

Tiré de Gallicher et Savel (2017)

Ces exemples montrent que le traitement par évaporation est techniquement possible sur les eaux de lavages des PEHD. Grâce à la recherche et au développement des technologies d'évaporation, cette technologie peut se positionner comme traitement concurrent des techniques physico-chimiques et membranaires. Ces différentes techniques peuvent également être combinées à l'évaporation comme traitement complémentaire.

Pour l'aspect économique, l'étude de Jedrek et Bourgois (2015) sur le traitement des fluides de coupe par évaporation à compression mécanique de vapeur (CMV) a démontré que, techniquement et économiquement, ce procédé était applicable en milieu industriel. Cette étude a permis de démontrer qu'en plus de diminuer la consommation d'eau grâce à la réutilisation de la phase aqueuse, le temps de retour était d'environ 2,5 années pour un volume d'effluents supérieur à 200 m³/an. L'avantage économique a également été démontré par l'étude de Peureux (1997) sur le traitement des effluents en sidérurgie par évaporation à compression mécanique de vapeur aussi. Cette étude a démontré l'avantage technique et les faibles coûts d'exploitation de cette technologie pour la réutilisation de l'eau dans le procédé industriel.

1.5.4 Constraintes liées au fonctionnement

Au niveau des limites des procédés d'évaporation, la principale est l'encrassement qui diminue le coefficient d'échange, induit des pertes de capacité dans les zones d'échange, conduisant à une augmentation du retard d'ébullition et nécessitant une vapeur plus chaude pour évaporer et donc une augmentation de la consommation énergétique. L'encrassement conduit donc à des phases de maintenance nécessitant un lavage et un arrêt des installations. Toutefois, contrairement aux techniques de filtration, l'évaporation est moins sensible au phénomène d'encrassement, pour un effluent fortement chargé en MES et en DCO (Gallicher et Savel, 2017 ; Decloux et Rémond, 2009).

Un autre paramètre important pour le dimensionnement et la gestion du concentrat et du distillat est la volatilité des polluants présents. Lorsque la température d'ébullition des polluants est importante, les polluants se retrouvent intégralement dans le concentrat. À l'inverse, les polluants ayant une température d'ébullition inférieure ou égale à celle de l'eau comme les composés organiques volatils, le benzène, certains alcools, sont entraînés dans le distillat. Enfin, dans le cas des effluents fortement chargés en sels dissous ou en métaux, une neutralisation est faite afin d'ajuster le pH de l'effluent entre 5 et 7 avant son évaporation. Cet ajustement de pH, même si elle entraîne un surcoût, permet de limiter les phénomènes d'entraînement et de réduire la précipitation d'oxydes métalliques (Gallicher et Savel, 2017 ; RECORD, 2013). De plus, la présence de substances dissoutes dans l'effluent tend à réduire la pression de vapeur et augmenter la température d'ébullition par rapport à celle du solvant pur. L'élévation du point d'ébullition est un des paramètres importants à considérer pour le dimensionnement d'une unité d'évaporation, car il peut entraîner des surcoûts.

Finalement, le défi dans un système d'évaporation est de maintenir une vitesse optimale dans l'échangeur pour limiter la formation de dépôt. Ceci permet de minimiser la perte de capacité, d'éviter l'augmentation de la consommation d'énergie et de favoriser les échanges thermiques avec une plus grande turbulence.

Outre l'encrassement, d'autres phénomènes comme la viscosification, la corrosion, la cristallisation, le moussage et l'entartrage doivent être également pris en compte pour appliquer un traitement par évaporation (Gallicher et Savel, 2017 ; RECORD, 2013).

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'objectif du projet est de proposer un classement de filières possibles pour augmenter le recyclage des eaux de lavage dans le processus de valorisation des contenants de PEHD post-consommation. Pour atteindre cet objectif général, les activités spécifiques sont déclinées en trois volets : quantifier la consommation d'eau de lavage ainsi que les paramètres chimiques et physiques qui la caractérisent, estimer l'efficience de technologies potentielles pour le traitement des eaux de lavage et enfin intégrer les résultats et des critères qualitatifs à travers une analyse comparative des différentes technologies testées pour le traitement de l'eau.

2.1 Description de l'industrie et de la méthodologie générale du projet

Le partenaire industriel, est spécialisé dans la gestion des eaux pluviales à l'aide de tuyaux de polyéthylène haute densité (PEHD) (figure 2.1). L'entreprise reçoit le PEHD en provenance des centres de tri et d'autres partenaires d'affaires et le traite selon le procédé schématisé à la figure 2.2. Les ballots sont inspectés, déchiquetés, granulés et lavés, puis la résine séparée des contaminants dans une cuve de flottaison. Après un séchage, pour éliminer l'humidité résiduelle, une partie est ensachée et une autre est dirigée vers une ligne de fabrication de pastille qui devient la matière première pour la fabrication de nouveaux produits. L'usine opère 24 heures par jour et 5 jours par semaine. Elle est en mesure de traiter environ 2000 kg de matière à l'heure.



Figure 2.1 Du contenu de PEHD au tuyau

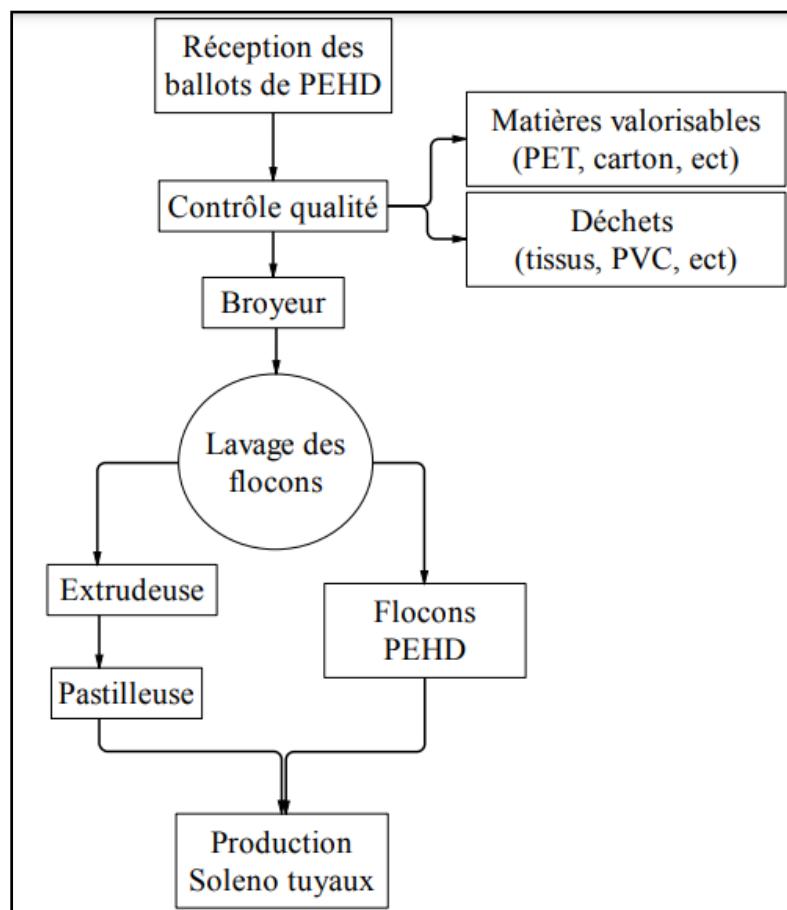


Figure 2.2 Processus de recyclage des contenants de PEHD
chez Soleno recyclage

L'étude est effectuée en quatre étapes, chacune étant caractérisée par une méthode spécifique décrite et résumée au tableau 2.1.

Tableau 2.1 Étape de la méthodologie générale du projet de recherche

Étape	Titre	Objectifs	Lieu d'expérimentation
1	Caractérisation de l'eau sans lavage de plastique	Définir les objectifs de traitement	Usine
2	Caractérisation de l'eau avec lavage de plastique	Quantifier le niveau de pollution globale	Laboratoire ÉTS Laboratoire externe
3	Séparation densimétrique	Retirer et évaluer l'impact de l'enlèvement des particules autres que le PEHD et diminuer la charge de l'eau avant traitement	Chez le fournisseur Laboratoire de l'ETS
	Filtration mécanique	Tester l'efficacité du traitement de l'eau de lavage pour réduire la charge et atteindre les objectifs de traitement	Usine Laboratoire de l'ETS
	Essais de nanofiltration		Chez le fournisseur
	Procédé d'électrocoagulation		Chez le fournisseur
	Filtration céramique et oxydation avancée TiO ₂ /UV		Chez le fournisseur
	Procédé d'évaporation		Laboratoire ÉTS
4	Évaluation comparative	Comparer les procédés de traitement selon l'aspect technique, social, environnemental, et économique	N/A

N/A : non applicable pour cette étape, cette étape est réalisée en parallèle des autres étapes en raison de l'imbrication de leurs résultats

2.2 Prélèvement et échantillonnage

Les prélèvements sont effectués après le dégrilleur comme montré à la figure 2.3 qui présente le diagramme d'écoulement général de l'eau durant les étapes de lavage. Ces prélèvements sont effectués pour les résultats suivants :

- caractérisation de l'eau sans lavage de plastique;
- caractérisation de l'eau avec lavage de plastique;
- essais de nanofiltration sur membrane polymérique;
- procédé d'électrocoagulation;
- filtration céramique et oxydation avancée TiO₂/UV;
- évaporation sous vide

Les échantillons pour les essais de séparation densimétrique à sec sont effectués après l'étape de broyage des contenants, avant l'étape de lavage. Les échantillons pour les essais de filtration mécanique sont prélevés à la sortie du filtre installé après le dégrilleur (figure 2.1).

Les eaux usées sont recueillies à la sortie dégrilleur (figure 2.3). Chaque échantillon est prélevé, conservé et transporté à l'ÉTS, chez les fournisseurs et au laboratoire externe en accord avec les méthodes de conservations du *Standards Methods for Examination of Water and Wastewater (2005)*. Les opérations de nettoyage n'impliquent pas l'utilisation de produits chimiques. La cadence journalière de la production de plastique ainsi que le volume d'eau journalier sont fournis par l'industriel, et permettent d'évaluer s'il existe une corrélation entre ses variables.

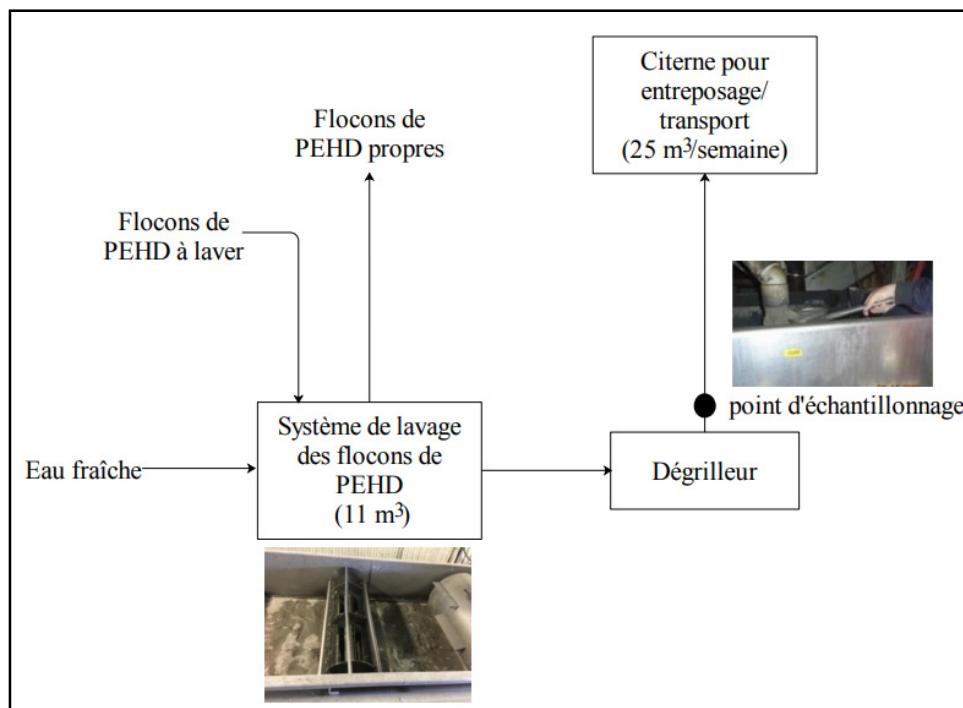


Figure 2.3 Prélèvement au point d'échantillonnage

2.3 Caractérisation de l'eau

2.3.1 Protocole de caractérisation de l'eau sans lavage de plastique

Le circuit de nettoyage a été vidé, nettoyé et ensuite rempli avec de l'eau potable (eau claire). À compter de 9h30, des échantillons ont été récoltés à des intervalles de 30 minutes pour les trois premières heures et à des intervalles de 60 minutes (sauf à 14h où il n'y a pas eu d'échantillonnage) par la suite pour une durée d'échantillonnage totale de 9h30 min. Les échantillons récoltés (environ 500 mL) servent à mesurer la DCO totale, la DCO soluble, le pH, et la conductivité et la concentration en MES. Les méthodes d'analyse sont spécifiées dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 Analyses sur place

Paramètres	Méthode	Intervalle d'analyse	Matériel
DCOt	HACH Méthode 8000	200-15000 mg/L	Spectrophotomètre HACH DR900 Digesteur HACH Tube DCO HACH
DCOs	HACH Méthode 8000	200-15000 mg/L	Digesteur HACH Tube DCO HACH (LR) Filtre Whatman 0,45 um, 47 mm
pH	HACH	1-14	Moniteur HQ40 HACH
Conductivité	HACH	-	Moniteur HQ40 HACH
Turbidité	HACH	-	Turbidimètre HACH 2100Q
MES	Méthodes ¹ SMEWW (2005) 2540 D et E	-	Balance analytique Filtre Whatman 1,2 um Four 105 °C et 550 °C

¹Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005)

2.3.2 Protocole de caractérisation de l'eau avec lavage de plastique

Les échantillons d'eau sont prélevés après le dégrilleur. La quantité de flocons lavés et le volume d'eau évacué sont relevés (données de production fournies par l'industriel). Les échantillons sont conservés et transportés à l'ETS ou au laboratoire privé en accord avec les méthodes du *Standards Methods for Examination of Water and Wastewater (2005)*. Le volume d'eau usée évacuée correspond au volume journalier évacué dans la citerne d'entreposage (le volume est fourni par l'industriel). La cadence journalière de production correspond à la quantité de plastique lavée pour la journée correspondante. Les échantillons d'eau récupérés tout au cours de l'année assurent une représentativité lors des changements de saisons. Le volume d'eau utilisé au bassin de lavage est variable et influencé par l'opérateur de la laveuse. L'opérateur augmente ou diminue l'apport d'eau fraîche selon une appréciation qualitative. La cadence journalière de la production de plastique ainsi que le volume d'eau journalier sont donnés dans le tableau 2.3.

2.4 Méthode d'analyse pour la caractérisation des échantillons

Les échantillons sont soumis à des analyses qui permettent de caractériser la pollution particulaire et organique ainsi que l'aspect physicochimique global de l'eau (tableau 2.3). Le pH et la conductivité ont été mesurés sur place et avant chaque expérimentation réalisée au laboratoire de l'ÉTS. Les échantillons ont été prélevés, conservés et transportés en accord avec les méthodes indiquées dans le *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005)*.

Tableau 2.3 Paramètres analysés, méthodes et matériel

Paramètres		Méthodes	Références
Pollution particulaire	Turbidité	Néphéломétrie	SMEWW (2130)
	MT et MTV	Méthode gravimétrique	SMEWW (2540 B et G)
	MES et MVES	Filtration et méthode gravimétrique	SMEWW (2540 D et E)
Matière organique	DCO et DCO soluble	Titrimétrique Milieu acide, $K_2Cr_2O_7$, et filtration	SMEWW (5220 C et D)
	DBO5	Respirométrie Système de mesure (OxyTOP Control WTW)	SMEWW (5210B)
	COT	Total Organic Carbone Analyseur (Teledyne Tekmar)	SMEWW (5310B)
Paramètres physico-chimiques	Alcalinité	Titrage	SMEWW (2320 A)
	Dureté totale	Complexométrie	SMEWW (2340 C)
	pH	pH mètre	SMEWW (4500)
	Conductivité	Conductimètre (Moniteur HQ40 HACH)	SMEWW (2510 B)
Métaux lourds	Cadmium, chrome, manganèse, cuivre, Mercure, nickel, plomb, zinc, arsenic, fer, sélénium	Laboratoire privé	SMEWW
Charge ionique	Chlorures, nitrite/nitrate, magnésium, sodium, potassium, calcium	Laboratoire privé	SMEWW

2.5 Protocoles d'essais des procédés de traitement

Les sections 2.5.1 et 2.5.2 évaluent respectivement l'efficacité de deux prétraitements : un traitement à sec des flocons de PEHD avant l'étape de lavage (tests effectués chez le fournisseur) et une filtration membranaire (tests effectués directement à l'usine).

2.5.1 Le convoyeur densimétrique

Le convoyeur densimétrique permet une séparation des PEHD et des matériaux de densité différente en utilisant un flux d'air (figure 2.4).



Figure 2.4 Convoyeur densimétrique

2.5.1.1 Déroulement de l'essai

Dix échantillons provenant de ballots d'origine différente sont prélevés, la matière broyée et non lavée est mise en boîte et pesée (masse brute en kg). Les tests sont effectués chez le fournisseur. Les étapes sont présentées à la figure 2.5. L'échantillon est déversé dans une trémie (1), la matière à trier est entraînée sur un tapis (2) puis distribuée progressivement sur un convoyeur sur toute sa largeur (3 et 4). Un flux d'air souffle horizontalement sur toute la largeur de la chute (5). Les PEHD ne sont pas influencés et tombent directement dans la première boîte (5). Le flux d'air entraîne les matières plus légères dans une seconde boîte.

Les échantillons sont ainsi testés et séparés en deux boîtes, un contenant les PEHD (masse nette en kg) et un contenant les déchets (perte en kg). Chacune des boîtes est pesée et identifiée. Un échantillon est testé deux fois : une fois le premier passage réalisé, la boîte contenant les PEHD est repassée au convoyeur densimétrique, les déchets du premier et du deuxième passage sont additionnés dans une seule boîte.



Figure 2.5 Étape de la séparation densimétrique

2.5.1.2 Échantillons

Toutes les boîtes sont pesées pour effectuer un bilan de masse. Des prélèvements d'environ 1 kg de l'échantillon trié deux fois sont effectués pour analyse physico-chimique de l'eau après lavage :

- eau brute : échantillon avant passage au convoyeur densimétrique
- 1^{er} traitement : échantillon des PEHD après le premier passage
- 2^{ème} traitement : échantillon des PEHD après le deuxième passage
- déchets : échantillon des déchets du premier et deuxième passage

2.5.2 Filtre mécanique

Un filtre mécanique est proposé par un fournisseur. Il est placé après le dégrilleur, l'objectif est d'estimer l'utilité d'un prétraitement par filtration. Le filtre comporte une roue à ailettes rotative qui tourbillonne et impulse le fluide entrant contre l'intérieur d'un tamis filtrant cylindrique. Le manchon du filtre, maintenu dans un cadre, est en tissu polymère tissé. Après plusieurs tests, les mailles utilisées pour les tests sont 46 microns et 86 microns. La tension du tissu est ajustée de l'extérieur de la machine, ce qui améliore l'assainissement et facilite le fonctionnement. Un flux contenant l'eau de lavage est pompé dans un manchon en tissu (figure 2.5).



Figure 2.6 Filtre mécanique

2.5.2.1 Déroulement de l'essai

Une purge complète des eaux de tout le système de lavage suivi d'un remplissage avec l'eau claire est réalisée. Le filtre est placé après le dégrilleur et il est alimenté par son réservoir.

2.5.2.2 Échantillons

Pour les échantillons d'eau, la prise d'eau se fait au drain du filtre mécanique :

- D'eau filtrée à 86 microns est acheminée à l'ETS pour analyse
- D'eau filtrée à 46 microns est envoyée pour analyse dans un laboratoire externe

Les sections 2.5.3 à 2.5.6 présentent la méthodologie de l'évaluation de l'efficacité des technologies potentielles pour le traitement des eaux de lavage, soit :

- un procédé de traitement par nano filtration sur membrane polymérique
- deux procédés physico-chimiques. L'électrocoagulation avec des électrodes sacrificielles de fer et une oxydation avancée par une photocatalyse hétérogène (en couplant TiO₂ et un rayonnement UV).
- un procédé thermique d'évaporation sous vide suivi d'une condensation pour récupérer l'eau évaporée.

2.5.3 Essais de nanofiltration sur membrane polymérique

Les essais de nanofiltration sont réalisés par le fournisseur, puisque les conditions exactes des essais n'ont pas été fournies par ce dernier, seule une brève description des conditions d'expérimentation est faite dans cette section.

Dans un premier temps, afin d'éliminer les plus gros solides en suspension l'eau brute (figure 2.7) est filtrée gravitairement sur un filtre-sac en polyester de 100 microns (figure 2.8) et ensuite remis dans les chaudières de 20 litres. La totalité du volume d'effluent est mélangée afin de l'homogénéiser à la suite de cette étape de préfiltration. L'effluent à traiter est remis dans des chaudières de 20 litres propres.

Le produit préfiltré alimente l'unité pilote. Cette dernière est constituée d'une pompe centrifuge, d'un caisson avec membrane et d'instruments. Lors de la filtration, le perméat est récupéré dans des chaudières en plastique de 20 litres propres. Le rétentat est retourné vers le contenant d'alimentation qui constitue la chaudière de concentration.

Les paramètres mesurés lors des essais sont les suivants : la pression en entrée de la membrane, la pression en sortie de membrane (côté rétentat), la pression en sortie de membrane (côté perméat), la température, le pH, la conductivité et le débit de perméat.



Figure 2.7 Échantillon brut
non préfiltré



Figure 2.8 Préfiltre après avoir
filtré 20 L de l'échantillon brut

2.5.3.1 Mesure du débit à l'eau initial

Avant tout essai de filtration, une mesure de débit de perméat avec de l'eau est effectuée. Cette mesure permet de vérifier que le test avec le produit brut sera réalisé avec une membrane propre et bien régénérée. Dans le cas où le débit de perméat est trop faible, un nettoyage est effectué. Un lavage complet de la membrane consiste en un lavage acide, un rinçage jusqu'à un retour à la neutralité, un lavage alcalin puis un rinçage jusqu'à retour à la neutralité. Selon l'application, un simple rinçage ou un lavage alcalin suivi d'un rinçage suffisent à retrouver les performances initiales de la membrane.

2.5.3.2 Filtration

Au démarrage de la filtration, l'effluent est recirculé pour quelques minutes. Lorsque la pression transmembranaire est augmentée, une partie du liquide passe à travers la membrane. Ce volume, le perméat, est récupéré dans une autre chaudière de 20 litres propres, tandis que l'autre portion concentrée (le retenta) est redirigée au contenant d'eau brute préfiltrée (figure 2.9).

L'essai se termine lorsque le volume résiduel de concentré n'est plus suffisant pour poursuivre l'opération de l'unité pilote ou que le débit de perméat soit trop faible.



Figure 2.9 Produit en cours de filtration :
concentra (à gauche) et perméat (à droite)

2.5.3.3 Nettoyage de la membrane et mesure du débit à l'eau après nettoyage

Après avoir terminé la filtration avec le produit, un rinçage est effectué. Il est suivi par un nettoyage de la membrane, tel que décrit plus haut. De nouveau, une mesure du débit de perméat avec de l'eau est effectuée pour valider le nettoyage et régénération de la membrane. Lorsque le tout est terminé, l'unité pilote est drainée et la membrane est retirée du caisson.

2.5.3.4 Échantillons

Un volume de 20 litres du perméat est prélevé et placé dans un contenant de 20 litres propres. De même, un volume d'effluent préfiltré est également prélevé. Ces échantillons sont conservés à 4°C pour fins d'analyses chimiques par un laboratoire privé.

2.5.4 Procédé d'électrocoagulation

Les essais d'électrocoagulation sont réalisés par le fournisseur, puisque les conditions exactes des essais n'ont pas été fournies par ce dernier, seule une brève description des conditions d'expérimentation est faite dans cette section.

Pour réaliser les essais, deux échantillons différents de 1000 litres chacun sont utilisés. L'échantillon 1 est prélevé après avoir lavé 2472 kg de plastique et l'échantillon 2 après avoir lavé 10 330 kg de plastique. Dans un premier temps, le traitement se fait avec une petite cellule d'électrocoagulation et un réacteur ECHOTHOR dans un deuxième temps (figure 2.10).



Figure 2.10 Petite cellule d'électrocoagulation
(à gauche) et réacteur ECHOTHOR (à droite)

2.5.4.1 Mesure du pH et de la conductivité

Avant de commencer les essais, la conductivité et le pH des échantillons bruts ont été mesurés. En raison de leurs valeurs, aucun ajustement ou manipulation de ces échantillons n'étaient nécessaires avant de commencer les tests.

2.5.4.2 Test avec la petite cellule d'électrocoagulation

Un premier test d'électrocoagulation a été appliqué sur les deux échantillons d'eau en utilisant la petite cellule afin d'évaluer l'efficacité de l'électrocoagulation sur la qualité des échantillons. Aucun échantillon n'est prélevé pour analyse, seule une analyse visuelle est effectuée afin de valider le potentiel de cette technologie et de valider l'étape d'essai avec le réacteur.

2.5.4.3 Tests avec le réacteur ECOTHOR

Après avoir validé l'efficacité de l'électrocoagulation, un deuxième test a été réalisé avec le réacteur ECOTHOR (figure 2.11).



Figure 2.11 Essai réalisé avec le réacteur ECOTHOR

Après le traitement, un polymère a été ajouté à l'échantillon traité afin de favoriser la séparation solide-liquide. Ensuite, un filtre de 25 µm a été utilisé (figure 2.12) pour récupérer uniquement l'eau traitée et pour piéger les boues générées.



Figure 2.12 Poche de
Filtration de 25 µm

2.5.4.4 Échantillons

Les échantillons d'eau brute et d'eau traitée ont été prélevés et conservés à 4°C pour analyses chimiques par un laboratoire privé.

2.5.5 Filtration céramique et oxydation avancée TiO₂/UV

Les essais de filtration céramique et d'oxydation avancée TiO₂/UV sont réalisés par le fournisseur, puisque les conditions exactes des essais n'ont pas été fournies par ce dernier, seule une brève description des conditions d'expérimentation est faite dans cette section.

Un échantillon d'eau brute et l'échantillon correspondant à l'échantillon traité au convoyeur densimétrique sont utilisés pour les essais. Les tests en laboratoire n'ayant pas été concluants, c'est pourquoi les tests à plus grande échelle n'ont pas été réalisés.

2.5.5.1 Déroulement de l'essai

L'eau est préalablement filtrée à travers une cartouche céramique avant de passer dans le système d'oxydation. Les polluants organiques lorsqu'ils sont mélangés avec la suspension

de dioxyde de titane, et activés par la lumière UV, sont oxydés. Le catalyseur est recapturé en continu et réintroduit dans le flux d'entrée.

2.5.5.2 Échantillons

Les échantillons suivants ont été prélevés et la DCO a été mesurée par un laboratoire privé :

- eau brute
- après traitement au convoyeur densimétrique
- après 10 minutes d'exposition UV
- après 30 minutes d'exposition UV
- après 60 minutes d'exposition UV

2.5.6 Évaporation sous vide

La figure 2.13 présente l'évaporateur rotatif utilisé. Cet évaporateur est constitué notamment d'un ballon dans lequel l'eau à traiter est placée et reliée à un système de pompe à vide pour diminuer la température nécessaire à l'évaporation et d'un système rotatif permettant de maintenir la température uniforme au sein du mélange à traiter.

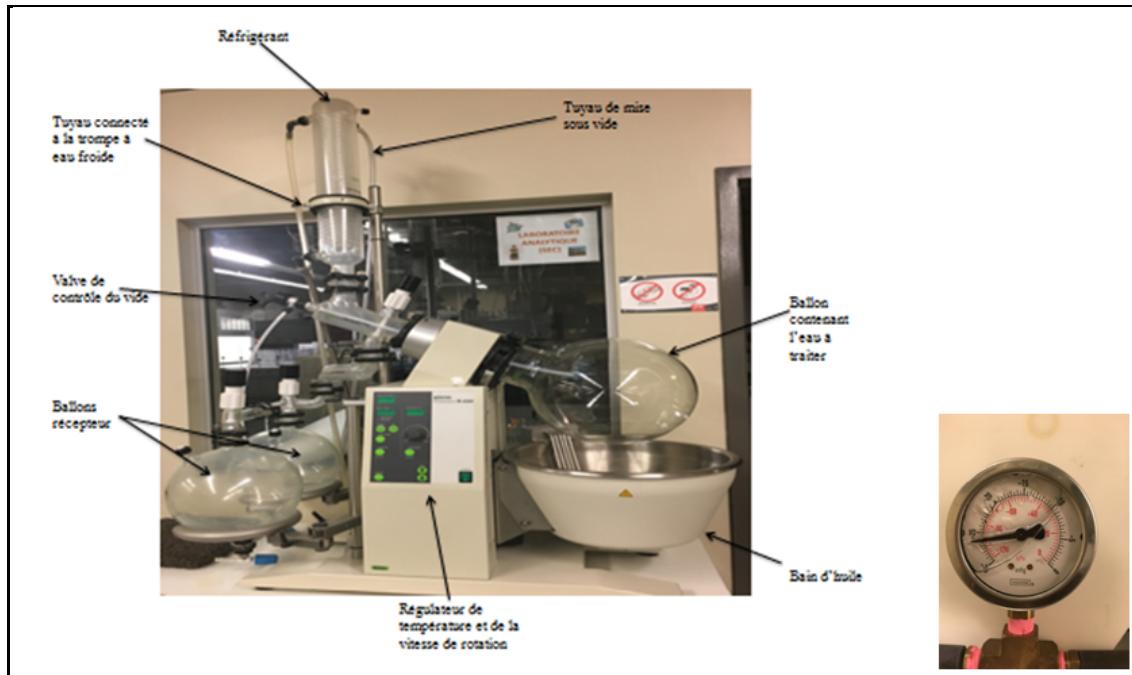


Figure 2.13 Dispositif expérimental de l'évaporation-condensation

2.5.6.1 Déroulement de l'essai

Dans un premier temps, afin de déterminer les conditions optimales d'expérimentation, un volume de 1 L est traité avec un évaporateur rotatif plus petit (figure 2.14).



Figure 2.14 Évaporateur rotatif
pour les tests préliminaires

L'échantillon à traiter est versé dans le ballon qui est plongé dans un bain d'huile chaud. Le ballon est mis en rotation. La valve du robinet d'eau froide relié au réfrigérant est ouverte. La vanne reliant le montage à la pression extérieure est fermée, ce qui permet de faire le vide à l'intérieur du système à l'aide d'une pompe à vide. L'évaporation est démarrée, lorsque les gouttelettes d'eau se condensent sur le réfrigérant et dans le ballon récepteur. Elle se déroule à pression et température constantes et s'arrête lorsque le volume d'eau traitée récupéré n'augmente plus et le concentrat est d'aspect argileux. Le tableau 2.5 présente les conditions d'expérimentation au laboratoire de l'ÉTS.

Tableau 2.4 Paramètres mesurés lors des essais d'évaporation sous vide

Volume traité	Volume final du condensat	Temps d'opération	Pression (kPa)	Température bain (°C)
3	2,3	2 h10 min	85	75
3	2,5	2 h 15 min	85	75
3	2,7	2h 30 minutes	85	72

2.5.6.2 Échantillons

En fin de test, le condensat est récupéré pour des analyses physicochimiques et le concentrat pour évaluer le bilan de matière.

2.6 Méthode d'évaluation multicritère des procédés

L'analyse multicritère est l'outil choisi dans le cadre du projet pour évaluer les procédés testés. Cette méthode est dérivée du management de la valeur des normes françaises (Groupe AFNOR, 2014) et de Thècle (2011). L'analyse a pour objectif de justifier les recommandations faites à l'entreprise dans le choix à privilégier pour le traitement de son effluent. Elle comprend la définition de l'unité fonctionnelle de traitement pour permettre la comparaison de scénarios, la définition des critères multidimensionnels (techniques, sociaux, économiques, environnementaux), et la pondération de leur poids (1 à 10), l'évaluation

comparative de la satisfaction qu’apporte chacun des scénarios de traitement pour chacun des critères (0 à 10), le calcul du produit du poids par la valeur d’atteinte du critère et finalement, la somme des produits donnant le degré de satisfaction du scénario et finalement.

2.6.1 Échelle d’évaluation et poids des critères

Dans le contexte de l’étude, les critères choisis ont une importance différente. C’est pourquoi une échelle de pondération de 1 à 10, où 10 représente l’importance la plus élevée a été choisie. Des critères représentant les trois sphères du développement durable, soit les sphères économique, environnementale et sociale sont choisies, afin d’assurer une cohérence entre les critères sélectionnés et le contexte environnemental de l’entreprise. Ces critères s’inspirent des 16 principes du développement durable présentés dans la Loi sur le développement durable au Québec (L.R.Q, 2006) et du Guide pour la prise en compte des principes du développement durable (MDDEP, 2009). L’objectif de ce projet étant de trouver la meilleure technique de traitement, des critères d’évaluation technique sont inclus pour comparer la faisabilité technique des procédés testés. Ces critères sont présentés au tableau 2.5 la pondération et la justification y sont également présentées. Les poids ont été choisis après discussion avec le partenaire industriel et en fonction des objectifs à atteindre, soit le traitement des eaux de lavage issues du recyclage des contenants de PEHD. Les critères s’inspirent également de Villeneuve et al. (2014).

Tableau 2.5 Critères techniques, environnementaux, sociaux et économiques sélectionnés pour l'analyse, pondération et justification

Catégorie	Critère	Poids (1-10)	Justification de la pondération
1. Technique	1.1 Applicabilité pour la composition de l'eau à traiter	10	Le critère évalue la possibilité de traitement avec une technologie en fonction de la composition de l'effluent. Il est essentiel puisqu'il influence le processus décisionnel.
	1.2 Niveau de développement à l'échelle industriel	4	Une commercialisation disponible à l'échelle industrielle faciliterait la recherche et le développement. Le critère est souhaitable mais a peu d'impact sur le processus décisionnel.
	1.3 Nécessité d'un traitement complémentaire	7	Ce critère vise à évaluer si le procédé seul permet d'atteindre les objectifs de traitement ou nécessite l'ajout d'une ou plusieurs unités de traitement. Ce critère évalue le niveau de complexité d'un procédé et peut être à l'origine d'une décision.
2. Environnementale	2.1 Consommable requis (pièces spécifiques et réactifs chimiques)	8	Ce critère s'appuie sur le principe de production et consommation de la Loi sur le développement durable (L.R.Q, 2066). Il représente l'impact indirect que pourrait avoir l'achat et l'utilisation de produit chimique sur l'environnement. Le critère peut être à l'origine d'une décision, puisqu'il est essentiel que l'impact négatif sur l'environnement soit minimisé.
	2.2 Facilité de manutention et d'élimination des déchets générés	5	Ce critère évalue comment le procédé conduit à la concentration de polluants sous forme de suspension aqueuses ou de boues et étudie le niveau de complexité intégré la gestion des déchets dans la chaîne de traitement. Le critère a peu d'impact sur le processus décisionnel.
	2.3 Consommation énergétique	1	Outre les coûts financiers associés à la production d'électricité, il faut considérer l'impact sur l'environnement. Cependant l'usine se trouvant au Québec, la majorité de l'électricité est de l'hydroélectricité et les impacts négatifs sur l'environnement sont limités. Le critère a peu d'impact sur le processus décisionnel.
3. Sociale	3.1 Nuisance (odeur, bruit, poussière, émanations)	2	Le procédé devant s'intégrer à la chaîne de recyclage qui engendre déjà des nuisances olfactives et sonores, ce critère a peu d'impact sur le processus décisionnel.
	3.2 Gestion des risques et prévention	7	Ce critère s'inscrit dans le principe de précaution et de prévention du MDDELCC, et considère toutes les actions de prévention, d'atténuation et de correction pour les risques connus (MDDELCC, 2015). Ce critère social inclut tous les risques liés à l'environnement également. Ce critère est nécessaire pour une gestion adéquate des risques.
	3.3 Niveau de compétences requises	1	Un procédé nécessitant une ressource humaine spécifique permettrait de créer des emplois ou de former des employés. Ce critère a peu d'impact sur le processus décisionnel.
4. Économique	4.1 Coût d'investissement à l'achat	5	Les coûts exacts de l'achat ne sont pas disponibles mais l'ordre de grandeur relatif est utilisé (proposition des fournisseurs) pour comparer les procédés. Ce critère est nécessaire mais pas essentiel dans la prise de décision.
	4.2 Rentabilité économique	2	Ce critère prend en compte les coûts d'entretien, d'opération, d'élimination des déchets. Le critère est nécessaire mais ne justifie pas le choix d'une technologie plus qu'une autre.
	4.3 Favorisation de l'innovation	10	Ce critère s'appuie sur le principe d'accès au savoir et d'efficacité économique décrit par la Loi du développement durable. L'atteinte de ce critère est essentielle pour le développement et la recherche.

Chaque sphère contient le même nombre de critères pour représenter adéquatement l'importance relative équivalente de chaque sphère du développement durable. Un nombre équivalent de critères techniques est proposé. De plus, la somme de la pondération dans cette catégorie est plus élevée (210 points) puisque la problématique technique affecterait de manière importante le résultat du traitement par rapport aux autres sphères considérées. La somme des pondérations pour les sphères économiques (170 points) et environnementales (140 points) est plus élevée que celle des critères sociaux (100 points). Dans le cas de l'étude, il est important de limiter les impacts environnementaux tout en considérant l'économie dans la décision, mais l'apport du social dans ce contexte est moins significatif que celui des autres sphères.

2.6.2 La pondération pour l'évaluation des critères

Le pointage retient une échelle de 0 à 10 points, où 0 représente le pointage le plus faible et 10 le meilleur pointage. L'échelle des tableaux qui suivent s'inspire de Hausler et al. (1994) et de Ruben et al. (2006); la signification du pointage y est présentée.

Tableau 2.6 Échelle de pointage pour l'évaluation des technologies par rapport aux critères techniques, environnementaux, sociaux et économiques

Critères		0	1 à 4	5 à 7	8 à 10
1.Technique	1.1 Applicabilité pour la composition de l'eau à traiter	Le procédé ne fonctionne pas avec la charge de l'effluent.	Le procédé est spécifique pour une gamme de contaminant.	Le procédé s'adapte à la composition de l'effluent mais peu fluctuations normale de l'eau.	Le procédé s'adapte à l'hétérogénéité et la variabilité de l'eau à traiter.
	1.2 Niveau de développement à l'échelle industriel	Le procédé est difficile à modéliser à l'échelle industrielle, il est développé uniquement en laboratoire.	Le procédé est difficile à modéliser à l'échelle industrielle, il existe certaine application petite échelle.	Le développement à l'échelle industrielle est limité, mais plusieurs connaissances à son sujet sont acquises commercialement.	Le procédé est facile à développer à l'échelle industrielle et plusieurs systèmes commercialisés existent.
	1.3 Nécessité d'un traitement complémentaire.	Le procédé seul ne permet pas d'atteindre les objectifs de traitement.	Le procédé permet d'atteindre l'objectif de traitement avec plusieurs unités complémentaires.	Le procédé permet d'atteindre l'objectif de traitement avec une unité de traitement complémentaire.	Les objectifs de traitement sont atteints avec le procédé seul, une unité de traitement complémentaire est facultative.
2.Environnementale	2.1 Consommable requis (pièces spécifiques et réactifs chimiques).	Plusieurs consommables requis avec un remplacement de pièces spécifiques fréquent.	Peu de consommables requis mais un remplacement fréquent de pièces spécifiques requis.	Le procédé fonctionne avec peu de consommables et un remplacement de pièces spécifiques peu fréquent.	Aucun consommable requis, peu de pièce spécifique à remplacer.
	2.2 Facilité de manutention et d'élimination des déchets générés.	Le procédé génère plusieurs déchets difficiles à gérer.	Le procédé génère plusieurs déchets facile à gérer mais séparément.	Le procédé génère un seul type de déchets difficile à gérer.	Le procédé génère un seul type de déchets facilitant la manutention et l'élimination final.
	2.3 Consommation énergétique	Consommation électrique importante et appliquée en continu.	Besoin électrique modéré pour générer l'énergie nécessaire au procédé.	Faible apport d'énergie nécessaire pour le fonctionnement du procédé.	Le procédé peut aussi produire de l'électricité ou de l'énergie pour compenser une partie de la consommation.
3.Social	3.1 Nuisance(odeur, bruit, poussière, émanations).	Le procédé produit des nuisances importantes.	Le procédé produit modérément des nuisances.	Le procédé produit de faibles nuisances.	Le procédé produit aucune nuisances.
	3.2 Possibilité de gestion des risques et prévention.	La limitation technique et le manque d'étude ne permettent pas d'appliquer le principe de précaution et de prévention efficacement.	Le procédé est bien connu, mais les enjeux liés à son implantation le sont peu.	Les risques sont connus et des actions peuvent être appliquées pour s'opposer à ces risques, mais certaines incertitudes persistent.	Les risques sont bien connus et le principe de précaution et de prévention peut être appliqué dès l'implantation du procédé.
	3.3 Niveau de compétences requises	Besoin d'un expert pour l'utilisation du procédé.	Besoin d'une formation par un expert pour que les employés soient aptes à l'utiliser.	Pas besoin d'une formation par un expert, la lecture du guide d'épuration permet d'acquérir les compétences nécessaires.	Aucune formation requise. Une connaissance des étapes à suivre et des paramètres critiques est suffisante.
4.Economie	4.1 Investissement à l'achat	Nombreux équipements spécifiques requis pour mettre en place le procédé	Peu d'équipements requis, mais difficulté à se procurer certains équipements spécifiques. Dimensionnement difficile.	Peu d'équipements requis, mais, système dimensionnement et disponibilité à l'échelle industrielle.	Peu d'équipements requis et facile à se procurer puisque plusieurs systèmes commercialisés existent déjà.
	4.2 Rentabilité économique tout au long du cycle de vie	Coûts associés à l'ensemble du cycle de vie du procédé élevé. Besoins accrus en entretien et en consommable et opération du système complexe.	Coûts associés à l'ensemble du cycle de vie modéré. Besoins en entretien et en consommable élevé.	Coûts liés à l'opération faible. Besoins modérés en entretien et en consommables.	Le procédé est bien connu et l'optimisation pour en réduire les coûts représente un grand potentiel d'innovation.
	4.3 Favorisation de l'innovation et de la recherche	Le procédé est bien connu et les possibilités d'innovation par la recherche sont limitées.	Le procédé est bien connu et les améliorations représentent d'intéressantes opportunités de recherche.	Coûts associés à l'ensemble du cycle de vie du procédé faible, peu d'entretien requis et opération du système simple.	L'opportunité d'innovation à l'échelle industrielle représente un grand potentiel pouvant apporter des avantages économiques importants.

2.6.3 La pondération finale

Chaque technologie est évaluée au regard des critères analysés avec le système de pondération présenté aux tableaux 2.11 à 2.14. Pour chaque critère, une note de 0 à 10 est attribuée selon les caractéristiques du procédé. Ensuite, chaque note est multipliée par le poids accordé au critère analysé. Cela permet l'obtention d'une note finale par critère. La somme des résultats correspond à la note globale de la performance du procédé. Le pointage maximal pouvant être obtenu est de 620 points.

Le principe du calcul est résumé par la formule suivante :

Pointage d'une technologie pour un critère x poids du critère =

Résultat de la satisfaction d'une technologie pour un critère

Somme des résultats pour une technologie de tous les critères =

Degré de satisfaction globale d'une technologie

CHAPITRE 3

RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION

Le chapitre sur les résultats du projet est présenté en trois sous-chapitres. Le premier présente la caractérisation de l'eau issue du recyclage de PEHD pour quantifier le niveau de pollution potentielle de façon globale et permet de comprendre la spécificité de l'eau afin d'étudier les meilleures options de traitement. Le second présente les essais de traitabilité des technologies de traitement pour estimer leur efficacité. Enfin le troisième, présente l'analyse de la satisfaction comparative offerte par les technologies en s'appuyant des critères multidimensionnels.

3.1 Caractéristiques de l'eau issue du recyclage de PEHD

3.1.1 Caractérisation de l'eau de lavage sans nettoyage de plastique

L'objectif de cette caractérisation consiste à observer l'effet de la circulation de l'eau dans le circuit de nettoyage sans ajouter de plastique pour ainsi définir la qualité de l'eau pouvant être recirculée. À cette fin, la figure 3.1 présente les résultats de la caractérisation de l'eau de lavage sans nettoyage de plastique durant 7 heures. Les paramètres évalués sont la matière en suspension (MES), la demande chimique en oxygène totale (DCO_{totale}) ainsi que la demande chimique en oxygène soluble ($DCO_{soluble}$) et la conductivité. L'eau au « temps zéro » contient 300 mg/l de MES, 1300 mg-O₂/L de DCO_{totale} dont environ 420 mg-O₂/L sont solubles (32 %) et une conductivité de 270 µS/cm.

Les valeurs de MES varient de 238 à 660 mg/l avec une moyenne de 566 mg/L (± 45 mg/L). La DCO_{totale} varie entre 1620 et 1020 mg-O₂/L avec une moyenne de 1248 mg-O₂/L (± 184 mg-O₂/L). Avec environ 40,7 % ($\pm 7,6$) de la composition soluble. La $DCO_{soluble}$ varie entre 380 et 620 mg-O₂/L avec une moyenne de 512 mg-O₂/L (± 146 mg-O₂/L). La conductivité, la

turbidité et le pH varient peu, avec une moyenne de $268 \mu\text{S}/\text{cm}$ (± 5), 566 UNT (± 46 UNT) et 7,4 ($\pm 0,17$) respectivement.

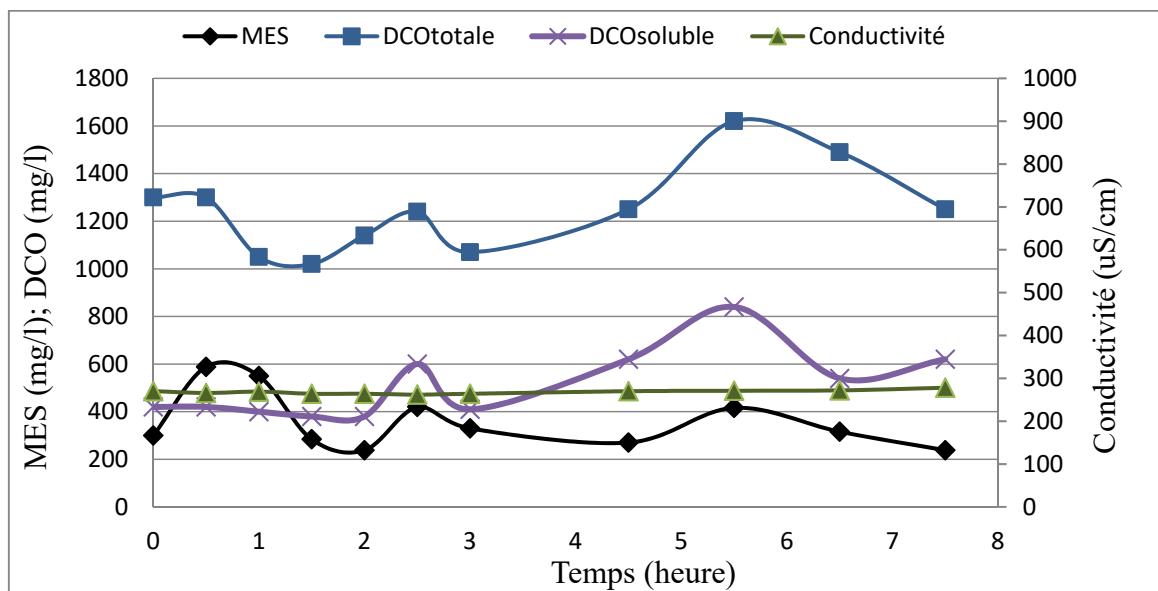


Figure 3.1 Caractérisation de l'eau de lavage sans nettoyage de plastique

L'analyse de la qualité de l'eau sans nettoyage de plastique permet de conclure que l'apport de l'eau claire allant au bassin de lavage est mineur et ces valeurs peuvent être dues à un encrassement du système de lavage. Le niveau de propreté des flocons affecte directement la qualité de la pastille en augmentant le risque de gazage lors de l'extrusion et en réduisant ainsi les propriétés mécaniques du produit final. Ainsi, les valeurs moyennes des paramètres de caractérisation de l'eau sans lavage de plastique correspondent aux objectifs d'épuration, puisque ces valeurs permettent d'obtenir des pastilles avec le degré de qualité souhaité par l'industriel.

3.1.2 Caractérisation de l'eau de lavage avec nettoyage de plastique

Paramètres physiques

Les grosses particules observables à la figure 3.2, en surface, sont des flocons de PEHD. L'échantillon est prélevé directement du bassin de lavage avant le dégrilleur. Les contenants de PEHD sont vides et compactés, mais contiennent encore suffisamment de résidus solides et liquides. Ceci explique la forte turbidité de l'eau, la couleur grise, l'aspect visqueux et l'odeur agressive qui sont dus à une teneur élevée en MES (28,9 g/L) et en matière dissoute (tableau 3.1).



Figure 3.2 Eau de lavage des
flocons de PEHD

L'extérieur des contenants constitue également une source de contamination non négligeable avec la présence d'étiquettes, d'adhésifs, de colles, de terre et autres souillures contribuant à la teneur élevée en matières en suspension. Une portion non négligeable des contaminants de plastique recyclés a servi à l'entreposage de détergents de divers usages. Les agents actifs des détergents sont une classe de substances appelées agents surfactants. Pour être efficaces dans leur fonction, ces substances intègrent, dans leur formulation, des portions hydrosolubles et d'autres non (Diop, 2010).

Avec l'analyse de la portion volatile de MES (13,8 g/L), il est possible de juger du pourcentage de matière organique constituant la matière en suspension, soit 69,7%. Le pourcentage est supérieur à 50 %; il y a donc de fortes probabilités que les MES présents sont les agents surfactants des détergents ayant précipité dans l'eau en réagissant avec la dureté naturelle de la source (Diop, 2010).

Tableau 3.1 Caractéristiques de la pollution particulaire et normes de rejet

Paramètre	Moyenne (\pm écart-type)	Nombre de prélèvements
MT (g/l)	59,2 (\pm 33,7)	15
MTV (g/l)	50,2 (\pm 29,4)	4
MES (g/l)	28,9 (\pm 17,2)	15
MVES (g/l)	13,8 (\pm 6,97)	3
MVES/ MES (%)	69,7 (\pm 3,0)	3

- Non référencé

Paramètres chimiques

La pollution organique totale sans distinction entre composants biodégradables ou inertes est élevée (tableau 3.2). Le ratio DBO₅/DCO est de l'ordre de 30% et l'indice de biodégradabilité varie entre 1,3 et 8,2 et dépasse régulièrement 5, ce qui indique que l'effluent est faiblement biodégradable (Metcalf and Eddy, 2003). Les analyses avant et après filtration permettent de confirmer que les solides ne constituent pas la principale source de matières organiques, puisque la fraction soluble est du même ordre de grandeur que celui de la charge totale. Ceci signifie que la matière organique présente dans l'eau est principalement sous forme dissoute et non particulaire.

Tableau 3.2 Caractéristiques de la charge organique
et normes de rejet correspondantes

Paramètre	Moyenne (\pm écart-type)	Nombre de prélèvement
DCO _{totale} (g/l)	96,0 (\pm 61,2)	15
DCO _{soluble} (g/l)	68,4 (\pm 29,0)	15
DCO _{soluble} /DCO _{totale} (%)	75 (\pm 3,0)	15
DBO ₅ (g/l)	28,3 (\pm 17,1)	14
DBO ₅ /DCO (%)	35 (\pm 20)	14
COT(g/l)	20,1 (\pm 38,7)	4
DCO/ COT	6,4 (\pm 1,3)	4
Indice de biodégradabilité	4 (\pm 2,5)	14

Paramètres chimiques complémentaires

Les analyses indiquent la présence de plusieurs métaux lourds dont les concentrations ne dépassent pas les limites de rejet (tableau 3.3). Seule la concentration en zinc dépasse les normes de rejet (39 mg/L). La présence de ces substances et de molécules peu biodégradables vient confirmer que l'eau contient plusieurs molécules susceptibles de perturber un traitement biologique (Battistoni et al., 2003 et You et al., 2009).

De plus, les composés phénoliques contribuent au caractère antimicrobien de l'eau de lavage la rendant difficile à traiter par voie biologique (Achak et al., 2011). Les valeurs varient entre 0,67 et 1,48 mg/L. La valeur moyenne de 1,48 mg/L (11 prélèvements) dépasse la norme dont la concentration maximale admissible est 1 mg/l.

Tableau 3.3 Métaux lourds normes de rejet correspondantes

Paramètre	Moyenne (\pm écart-type) (mg/l)	Nombre de prélèvements	Normes de rejet
Cadmium	0,11 (\pm 0,16)	11	2
Chrome	0,64 (\pm 0,33)	12	5
Manganèse	8,3 (\pm 3,8)	12	-
Cuivre	1,2 (\pm 0,73)	12	5
Mercure	0,0042 (\pm 0,010)	12	0,05
Nickel	0,60 (\pm 0,33)	12	5
Plomb	2,1 (\pm 2,3)	12	2
Zinc	39 (\pm 14)	12	10
Arsenic	0,051	1	1
Fer	181	1	-
Sélénium	0,069	1	-

-Non référencé

La conductivité est l'expression de la présence d'espèces chimiques chargées dans l'eau (Rodier et al., 1996). Le tableau 3.4 révèle la présence significative de plusieurs contaminants ioniques qui tous ensemble contribuent à la conductivité. Elle varie entre 4790 µS/cm et 20 300 µS/cm avec une moyenne de 12 588 µS/cm ($\pm 4584 \mu\text{S}/\text{cm}$). Ces ions sont présents sous forme de sels dissous dans l'eau, principalement sous forme de chlorures, nitrates, calcium, magnésium (Rodier et al. 1996; Pescod, 1985).

L'alcalinité élevée concorde avec le degré de minéralisation. Elle varie entre 4900 mgCaCO₃/l et 5756 mgCaCO₃/l ($\pm 669 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$). En présence de calcium et de magnésium, il est toujours recommandé de porter une attention sur leur concentration pour éviter la formation de tartre dans le procédé. Toutefois, avec un pH plutôt acide, comme c'est ici le cas, l'entartrage est moins probable. Les valeurs de pH varient entre 5,5 et 6,2 et la valeur moyenne est de 5,84 ($\pm 0,23$).

Enfin, l'analyse microbiologique permet d'évaluer la potentielle contamination bactérienne durant l'arrêt d'un système de traitement ou des activités de l'usine. La concentration minimale en E.coli pour 12 prélèvements est de 17 000 UFC avec un maximum supérieur à 800 000 UFC. Cette valeur élevée doit être considérée dans l'évaluation des risques en santé et sécurité du personnel.

Tableau 3.4 Charge ionique

Paramètre	Moyenne (\pm écart-type) (mg/l)	Nombre de prélèvement
Chlorures (Cl ⁻)	1951 (± 898)	11
Nitrite/Nitrate (NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻)	1,97 ($\pm 1,75$)	12
Magnésium (Mg ²⁺)	77,9	1
Sodium (Na ⁺)	3200	1
Potassium (K ⁺)	227	1
Calcium (Ca ₂ ⁺)	1910	1

- Non référencé

3.1.3 Variabilité des eaux de lavage

La réduction des polluants caractérisant ces eaux de lavages pour les rendre conformes aux normes de rejet de la municipalité est un défi, puisque la source organique, en plus d'être majoritairement sous forme soluble, fluctue de manière importante au cours du temps. Les courbes qui suivent mettent en évidence ses fluctuations.

3.1.3.1 Variabilité quantitative des eaux de lavages

La figure 3.3, met en évidence les variations importantes du volume d'eau utilisé lors de l'opération de lavage. Le volume maximum d'eau usée généré en une journée est de $10,2 \text{ m}^3$, le minimum est de $4,6 \text{ m}^3$ avec une moyenne s'établissant à $6,3 \text{ m}^3$.

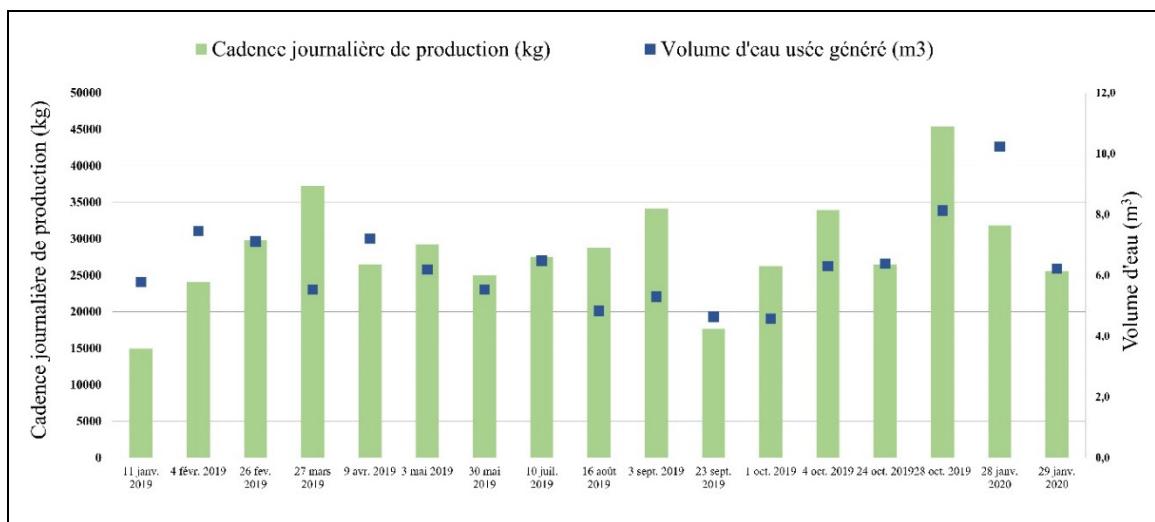


Figure 3.3 Taux de production et consommation d'eau

3.1.3.2 Variabilité qualitative des eaux de lavage de PEHD

La figure 3.4 montre les variations périodiques des principaux paramètres de caractérisation. L'eau issue du procédé de lavage subit des variations de compositions autant influencées par la cadence de production que par l'origine des contenants. Ceci est confirmé par une caractérisation visuelle des contenants comme le montrent les figures 3.5.

La contamination est autant intrinsèque qu'extrinsèque. L'origine des contenants, l'efficacité du contrôle qualité au centre de tri, la mise en ballot et l'entreposage sont des critères qui impactent directement le niveau de contamination de l'eau. Il n'y a donc pas de corrélation entre le taux de production, le volume d'eau utilisé et la concentration en contaminants. Ces trois variables dépendent principalement de l'origine de la matière première.

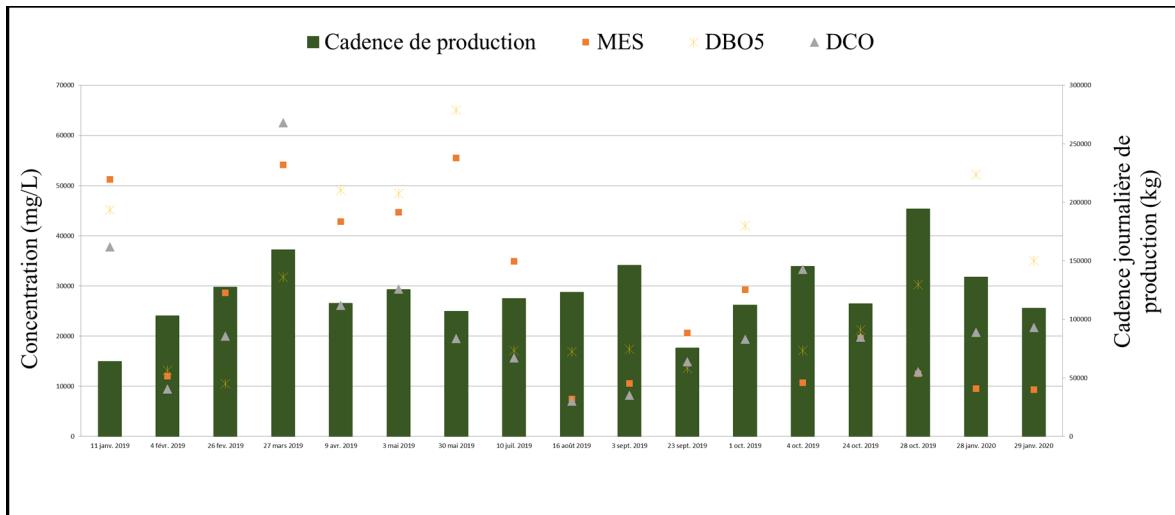


Figure 3.4 Variations de la charge de contaminants et du taux de production

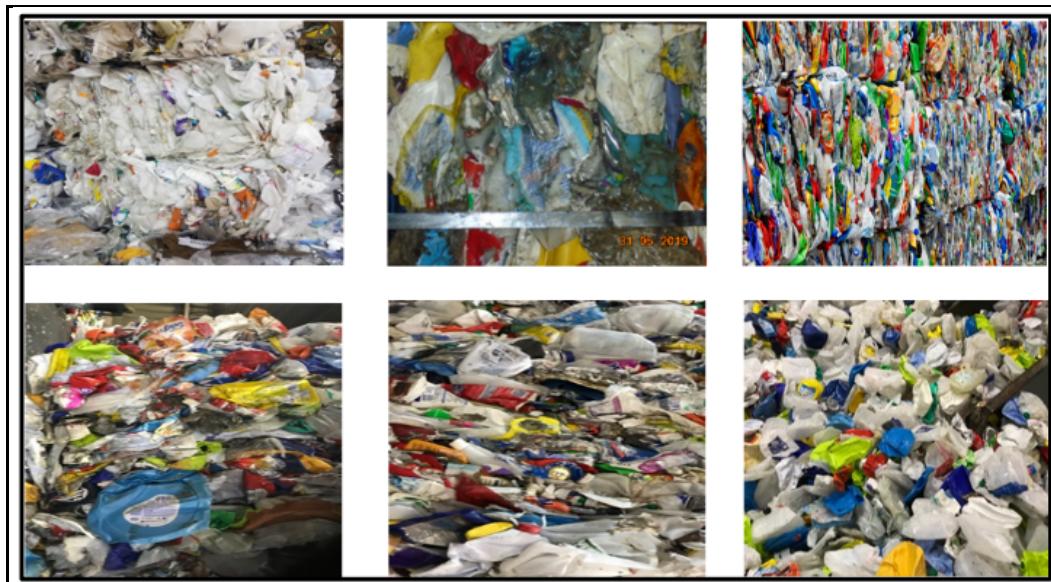


Figure 3.5 Ballots de contenants de PEHD à recycler

3.2 Essai de traitabilité pour des procédés de traitement

3.2.1 Utilité d'un tri densimétrique

Des essais sont réalisés pour mesurer l'efficacité d'un procédé permettant de retirer la matière moins dense des flocons de PEHD. Les résultats montrent que les contaminants après séparation densimétrique dans la cellule de nettoyage représentent environ 12 % (tableau 3.5) de la masse totale de flocons à laver. Le pourcentage de perte lors des opérations de lavage est du même ordre de grandeur qu'avec un traitement au convoyeur (tableau 3.6).

Tableau 3.5 Bilan de masse après traitement au convoyeur densimétrique

Numéro d'échantillon	Masse brute (kg)	Masse nette (kg)	Perte (kg)	Perte (%)
1	292	254	22	7,5
2	258	228	24	9,3
3	271	243	18	6,6
4	304	285	16	5,3
5	240	220	14	5,8
6	316	302	18	5,7
7	315	290	19	6,0
8	270	232	30	11
9	275	242	22	8,0

Tableau 3.6 Bilan de masse sans traitement au convoyeur densimétrique

Numéro d'échantillon	Masse brute (kg)	Masse nette (kg)	Perte (kg)	Perte (%)
1	7180	6158	1022	14
2	11 052	9572	1480	13
3	15 570	14 688	882	6
4	28 158	25 762	2396	9
5	71 80	6158	1022	14
6	26 622	24 260	2362	9

Le tableau 3.7 présente les résultats de l'eau de lavage d'un échantillon traité deux fois au convoyeur densimétrique (figure 3.6). Les déchets ont un apport majeur dans la charge de l'eau et la séparation densimétrique permet une réduction significative de la DCO et de MES.

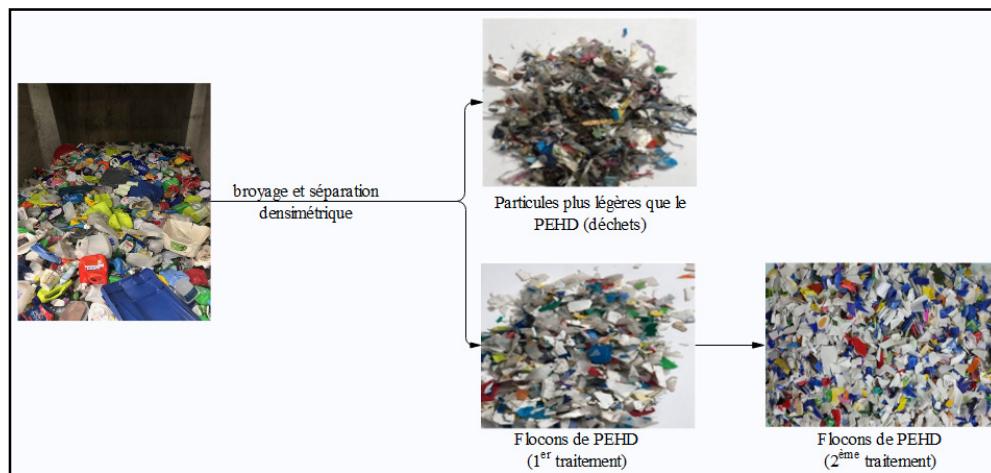


Figure 3.6 Séparation au convoyeur densimétrique

Tableau 3.7 Caractérisation de l'eau de lavage d'un échantillon traité au convoyeur

Paramètres	Sans traitement	1 ^{er} traitement	2 ^e traitement	Déchets
	Masse brute (kg)	Masse PEHD (kg)	Masse PEHD (kg)	Perte (kg)
	314	282	254	48
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	727	776	716	1111
Turbidité (NTU)	2570	2914	2012	5052
MES (mg/L)	1600	1382	1399	2550
MVES (mg/L)	1097	877	956	1760
DCO (mg/L)	6768	5052	4482	9432
COT (mg/L)	1128	747	842	1572
MES/MVES	1,46	1,58	1,46	1,45

Le papier, les pellicules plastiques, le carton, les filaments métalliques et toute autre contamination sont éliminés sous forme de boue comme le montre la figure 3.7. Cette boue est traitée hors site. Un traitement au convoyeur densimétrique permettrait de diminuer le volume de boue à traiter et d'améliorer la séparation densimétrique dans le bassin d'eau. De plus, retirer les pellicules, les pellicules métallisées et le papier efficacement minimise le colmatage durant l'étape d'extrusion. Un autre avantage qui pourrait être observé, avec un nettoyage à sec, serait de diminuer la quantité d'eau pour obtenir un résultat de lavage équivalent à celui obtenu sans cette étape ou d'augmenter le volume de traitement de PEHD avec la même quantité d'eau. Ainsi, en réduisant le besoin en eau les concentrations en MES et DCO dans l'eau de lavage devraient être réduites.



Figure 3.7 Boues de lavage après
séparation par flottaison

3.2.2 Essais de filtration mécanique

Le filtre de 46 µm retire une bonne fraction des MES, mais surtout réduit de 99 % la DCO contrairement au filtre de 86 µm. Les résultats du tableau 3.8 montrent que les MES ne constituent pas la majeure partie de la pollution organique puisque même après filtration à 86 µm, la DCO reste élevée le taux d'abattement n'est que de 30%. La filtration à 86 µm a une faible performance de réduction des MES et de la DCO, puisqu'il n'y a pas de différence significative avec les concentrations de l'eau brute.

Les résultats obtenus avec un filtre à 46 µm s'avèrent potentiellement intéressants pour l'abattement de la DCO soluble. Cependant, le débit est faible et il y a nécessité de faire régulièrement des cycles de rinçage et la boue obtenue après filtration est de texture liquide (figure 3.8).

Tableau 3.8 Performance d'un prétraitement par filtration mécanique

Paramètres (g/L)	86 µm			46 µm		
	Brut	Traité	% d'enlèvement	Brut	Traité	% d'enlèvement
MES	31,9	29,2	8,5	1,43	0,484	66,1
DCO	83,2	58,2	31,2	75,9	0,114	99,8
DCO _{soluble}	59,4	39,6	33,3	50,6	< 5	100



Figure 3.8 Boues obtenues après
filtration mécanique à 86 µm

3.2.3 Essais de nanofiltration sur membrane polymérique

Préfiltration 100 µm

La préfiltration sur un filtre de 100 µm a montré que l'échantillon contient aussi une quantité importante de microfibres et de résidus de collants provoquant un colmatage rapide du préfiltre. Lors de ces essais qualitatifs sur unité pilote, le débit de perméat est réduit progressivement sur toute la durée des essais, ce qui indique un colmatage progressif de la

membrane au fur et à mesure de la concentration volumique. La perméabilité moyenne lors des essais était de 13 L/h/m^2 , avec un minimum de 5 L/h/m^2 en fin de filtration, lorsque le volume est concentré 10 fois. Ces résultats sont obtenus avec une membrane neuve. Il est attendu que la perméabilité se réduise avec le colmatage de la membrane au cours du temps. Le perméat obtenu est d'apparence claire et incolore. Lorsque le facteur de concentration volumique est devenu trop élevé, des composés qui étaient retenus jusqu'à présent par la membrane passent alors dans le perméat. En fin de filtration, le perméat obtenu avait une teinte légèrement jaune.

La réduction de volume finale obtenue avec une membrane neuve est de l'ordre de 90 %. En considérant l'usure progressive de la membrane, et donc la perméabilité réduite, à l'échelle industrielle, il faudrait considérer un facteur de concentration volumique entre 4 et 7, soit une réduction volumique entre 75 % et 85 %.

En fin de filtration, le rétentat était un peu plus visqueux en comparaison avec l'échantillon de départ. La viscosité du produit a aussi un impact sur les performances de filtration. Un simple rinçage à l'eau a permis de retrouver de bonnes performances de filtration, ce qui indique que la membrane est adaptée à ce type de produit à filtrer.

Traitements par nanofiltration sur membrane polymérique

Le tableau 3.9 et la figure 3.9 présentent les résultats d'analyses physico-chimiques sur un échantillon du produit brut préfiltré et un composite du perméat. La DCO demeure relativement élevée à 2600 mg/L malgré un abattement important. Les résultats obtenus montrent que la DCO résiduelle correspond à une portion soluble.



Figure 3.9 Produit en fin de filtration :
concentra (à gauche) et perméat (à droite)

Tableau 3.9 Performance du traitement par nanofiltration
sur membrane polymérique

Paramètres	Unités	Brut préfiltré	Perméat	Taux d'abattement (%)
DCO	g/L	58	2,6	95,5
DCO _{soluble}	g/L	43	2,6	94,0
DBO ₅	g/L	45	1,5	96,6
MES	g/L	2,1	0,009	99,6

Le pH a été mesuré dans l'échantillon brut préfiltré, dans le concentra final et dans le perméat. Il est demeuré constant autour de 7,8, ce qui est dans les limites des normes de pH en vigueur (entre 5,5 et 9,5).

La nanofiltration affecte les concentrations de sels minéraux et autres composés chargés électriquement. La membrane de nanofiltration sépare des éléments à cette échelle et a un impact direct sur la conductivité du concentra et du perméat qui varient au fur et à mesure de la filtration (Boeglin, 2002). La conductivité dans l'échantillon brut est de 6,0 mS/cm. Tandis qu'elle diminue jusqu'à 3,8 mS/cm dans le perméat pour ensuite augmenter jusqu'à 6,2 mS/cm. Ce phénomène peut être observé lorsque le facteur de concentration volumique obtenue est trop élevé. Pour le concentra, la conductivité a augmenté jusqu'à 9,9 mS/cm.

3.2.4 Procédé d'électrocoagulation

Pour que l'électrocoagulation soit efficace, il faut travailler dans une plage d'opération où l'affluent au réacteur d'électrocoagulation doit se rapprocher le plus de l'eau brute après lavage de 2472 kg de plastique (tableau 3.10). En effet, le temps de traitement de l'échantillon du tableau 3.11 est beaucoup plus long que celui de l'échantillon du tableau 3.10.

Selon les résultats d'analyses, le traitement par électrocoagulation permet d'obtenir un taux d'abattement des MES, des hydrocarbures et des huiles et des graisses très satisfaisant pour les deux échantillons. Pour la DCO, un abattement plus faible est enregistré. À l'échelle pilote, les objectifs d'essais ont certes été atteints, mais la DCO, telle qu'attendu, dû à une fraction importante qui est soluble, ne peut être éliminée complètement par électrocoagulation (figure 3.10). Une unité complémentaire de procédé est essentielle, dans cet essai, un floculant puis une filtration à 25 µm permettent d'obtenir un résultat satisfaisant (figure 3.11 et 3.12).

Tableau 3.10 Résultat à l'échelle pilote après avoir lavé 2472 kg de plastique

Paramètres	Unités	Brut	Traité	% d'abattement
MES	mg/L	304	24	92,1
Huile et graisse totale	mg/L	683	38	94,4
Hydrocarbure C ₁₀ -C ₅₀	mg/L	132	0,6	99,5
DCO	mg/L	4960	722	85,4



Figure 3.10 Échantillon brut 1 (à gauche);
Échantillon traité (à droite)

Tableau 3.11 Résultat à l'échelle pilote après avoir lavé 10 330 kg de plastique

Paramètres	Unités	Brut	Traité	% d'abattement
MES	mg/L	722	38	94,7
Huile et graisse totale	mg/L	3350	26	99,2
Hydrocarbure C _{10-C50}	mg/L	582	0,3	99,9
DCO	mg/L	15 586	2580	83,4



Figure 3.11 Échantillon brut 2 (à gauche) et
échantillon traité (à droite)



Figure 3.12 Échantillon brut 2 (à gauche) et échantillon traité et floculé (au centre) et échantillon traité et filtré (à droite)

3.2.5 Traitement par filtration céramique et photocatalyse TiO₂/UV

La matière organique est peu biodégradable, la photocatalyse hétérogène, combinant le dioxyde de titane comme catalyseur avec les ultra-violets comme source de lumière permet un taux d'abattement de la DCO de 93% (tableau 3.12). Ces résultats sont entravés par des inconvénients majeurs. L'échantillon brut, avec une DCO de 12 000 mg/L, a nécessité une dilution avant de débuter le test. Ainsi, même avec un prétraitement par filtration céramique, le temps de réaction correspondant au temps d'exposition à la lampe UV est long. L'intensité lumineuse exigée est élevée pour irradier toute la poudre de titane en suspension. Avec une concentration en contaminants et une turbidité aussi élevée, la combinaison d'UV/TiO₂ n'est pas efficace.

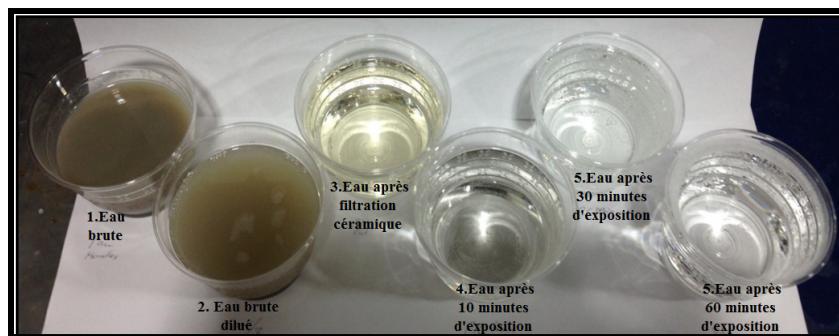


Figure 3.13 Test avec unité de laboratoire de la filtration céramique et de photocatalyse (TiO_2/UV)

Tableau 3.12 Performance du traitement filtration céramique et photocatalyse (TiO_2/UV)

Échantillon	DCO (mg/l)	% d'abattement
Eau brute	12 000	-
Eau brute diluée (1/2)	4070	66
Eau après filtration céramique	767	81
Eau après 10 minutes d'exposition	291	62
Eau après 30 minutes d'exposition	277	4,8
Eau après 60 minutes d'exposition	249	11

3.2.6 Évaporation sous vide

Lors de l'évaporation, il n'y a pas eu formation d'écume, donc l'utilisation d'un agent antimousseux serait à valider avec des essais à plus grande échelle. L'impact de la codistillation des alcools sur la qualité des flocons lavés serait également à valider puisque le condensat obtenu a une légère odeur d'ammoniac ou d'alcool. Enfin, l'eau brute étant chargée en sels dissous et en métaux, il serait important de vérifier si une neutralisation serait nécessaire pour limiter le phénomène d'entraînement à la vapeur et minimiser la précipitation d'oxydes métalliques.

La boue obtenue montre un aspect pâteux, avec une siccité moyenne de 39,8%. La détermination de la MT (44,5 g/kg) et de la MTV (26 g/kg) permet de faire une évaluation approchée de la matière organique. Les résultats montrent que l'évaporation, en plus de concentrer la charge organique, peu biodégradable, soustrait efficacement la pollution particulaire.

Tableau 3.13 Résultats analytiques après traitement
par évaporation-condensation

Paramètre	Eau brute	Condensat
pH	5,39	3,88 ($\pm 0,77$)
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	6115	185 (± 75)
Turbidité (UNT)	-	15,4 ($\pm 5,05$)
MT (g/L)	57,4	-
MTV (g/L)	44,3	-
MTV/MT	0,77	-
MES (g/L)	8,5	0,021 ($\pm 0,0068$)
MVES (g/L)	6,7	0,017 ($\pm 0,0049$)
DCO (g/L)	93	1,9 ($\pm 0,66$)
MVES/MES (%)		78 ($\pm 8,2$)
Paramètre	Concentra	
pH	6,2 ($\pm 0,36$)	
Siccité (%)	39,8 ($\pm 8,4$)	
MT (g/kg)	44,5 ($\pm 8,4$)	
MTV (g/kg)	26,8 ($\pm 8,4$)	
MTV/MT (%)	61 ($\pm 7,1$)	

- Non mesuré

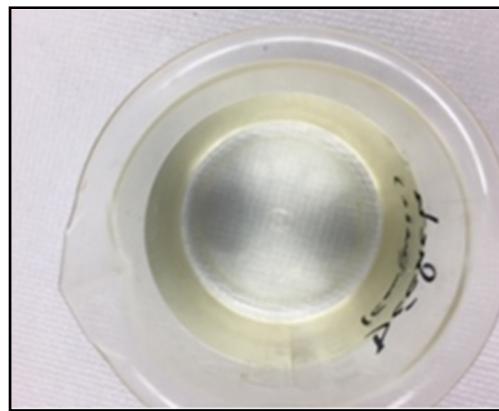


Figure 3.14 Aspect de l'eau après évaporation-condensation en laboratoire

3.3 Analyse de satisfaction

Les résultats précédents mettent en évidence les niveaux de complexité technique à traiter cet effluent avec des procédés conventionnels. La condition fondamentale pour construire la chaîne de traitement adéquate est certes la nature des contaminants à éliminer ainsi que la qualité de l'eau une fois traitée, mais il faut également considérer les coûts d'investissement et d'exploitation et les impacts environnementaux et sociaux, afin de suggérer la meilleure option de traitement. Ainsi cette section permet d'approfondir la réflexion quant au choix de la stratégie de traitement à privilégier.

Cette section permet l'analyse des forces et des limitations de chacune des technologies afin d'émettre une recommandation pour une application à l'usine. Pour répondre à la problématique, au vu des résultats précédents, l'analyse multicritère, basée sur 12 critères touchant les sphères environnementale, économique, sociale et technique, permet de comparer les procédées et de mettre en lumière leur applicabilité pour l'usine de recyclage. Le tableau 3.14 présente pour chaque technologie une cote qui est attribuée à chaque critère.

Pour l'interprétation des résultats, une note maximale signifie uniquement le meilleur choix basé sur l'analyse des critères. Il est donc important de souligner que cette analyse multicritère vient compléter les résultats des tests effectués en laboratoire dans le choix d'une

filière potentielle. L’interprétation pour chaque critère est décrite ci-après. Comme la cotation des critères est relative entre les technologies, l’interprétation des résultats est faite par critère et non par technologie.

Tableau 3.14 Résultats de l’analyse multicritère

Critères		Poids (1-10)	Procédé de traitement			
			Nano filtration	Électrocoagulation	Photocatalyse (TiO ₂ /UV)	Évaporation-condensation
1. Technique	1.1 Applicabilité pour les caractéristiques de l’eau à traiter	10	5	6	6	9
	1.2 Niveau de développement à l’échelle industriel	4	4	4	4	8
	1.3 Nécessité de traitement complémentaire	7	4	3	3	8
	sous total	94	97	97	178	
2. Environnementale	2.1 Consommable requis (pièces spécifiques et réactifs)	8	4	5	5	7
	2.2 Gestion des déchets à éliminer	5	4	4	4	7
	2.3 Consommation énergétique	1	4	4	4	8
	sous total	56	64	64	99	
3. Social	3.1 Nuisances (bruit, poussière, émanations)	2	9	7	7	8
	3.2 Gestion des risques et prévention	7	9	5	5	9
	3.3 Compétences requises	1	8	7	7	9
	sous total	89	56	56	88	
4. Économique	4.1 Coût investissement	5	3	3	3	3
	4.2 Rentabilité économique tout au long du cycle de vie	2	4	4	3	8
	4.3 Favorisation de l’innovation et de la recherche	10	9	9	9	9
	sous total	113	113	111	121	
Total		352	330	328	486	

3.3.1 Critères techniques

Critère 1.1 : Applicabilité pour la composition de l’eau à traiter

Le traitement par nanofiltration obtient le pointage le plus faible, car même si la membrane s’adapte à l’effluent à traiter, les conditions d’opération et la variabilité de l’effluent sont des limitations majeures pour appliquer ce procédé dans ce contexte industriel. Ceci explique la cote de 5 pour ce critère. Un pointage légèrement plus élevé (6) est attribué pour l’électrocoagulation et la photocatalyse, car même si elles s’adaptent à une large gamme de contaminants, elle s’adapterait difficilement aux fluctuations normales de l’eau. De plus, la durée nécessaire au traitement est longue et demande un suivi analytique plus rigoureux que la nanofiltration. C’est ainsi la principale limitation pour l’application dans ce contexte d’étude. L’évaporation-condensation soustrait une large gamme de contaminants et s’adapte

facilement à la qualité changeante de l'eau à traiter, ce qui justifie le pointage de 9 pour ce critère.

Critère 1.2 : Niveau de développement à l'échelle industriel

La nanofiltration, l'électrocoagulation et la photocatalyse, bien qu'elles soient appliquées dans plusieurs industries, restent des technologies complexes à envisager dans le contexte industriel à l'étude. Ceci explique le pointage de 4 pour ce critère. Il existe plusieurs applications d'unité d'évaporation au niveau industriel et la plage d'optimisation possible pour l'adapter au contexte étudié est grande contrairement aux autres technologies. C'est pourquoi ce critère reçoit le pointage de 7.

Critère 1.3 : Nécessité d'un traitement complémentaire

La nanofiltration impose nécessairement un prétraitement par filtration et un traitement complémentaire pour la pollution soluble résiduelle. Ceci explique le pointage de 4 pour ce critère. L'électrocoagulation et la photocatalyse obtiennent un pointage de 3 car un prétraitement est essentiel pour abaisser les charges de l'effluent avant son traitement par ces technologies. De plus, même si elles permettent de soustraire une large gamme de contaminants, la DCO soluble résiduelle doit être traitée par un post-traitement. Ceci impose plusieurs unités complémentaires de traitement, ce qui explique le pointage de 3 pour ce critère. L'évaporation-condensation seule permet d'atteindre les objectifs d'épuration souhaités sans traitement complémentaire. Cependant, il est possible d'avoir à ajuster le pH en début d'opération pour minimiser l'entraînement de certains composés volatils dans le condensat et de faire un traitement de finition de ce dernier. Toutefois, cela dépend de la qualité de condensat souhaitée pour les opérations de lavage, ce qui justifie Le pointage de 8 pour le critère.

3.3.2 Critères environnementaux

Critère 2.1 : Consommable requis (pièces spécifiques et réactifs chimiques)

L'avantage environnemental de la nanofiltration est que les membranes peuvent être régénérées à plusieurs reprises, ce qui diminue l'utilisation des ressources premières pour leur fabrication. Dans ce contexte, la nature de l'effluent fait en sorte que cette régénération est limitée, justifiant le pointage de 4 pour ce critère. Dans un système d'électrocoagulation, l'empreinte environnementale non négligeable découle du remplacement fréquent des électrodes et donc de la consommation accrue de matière première pour leur fabrication, en plus des réactifs chimiques nécessaires au post-traitement, ce qui justifie le pointage de 5 pour ce critère. Le système de photocatalyse permet une récupération du catalyseur après la réaction, ce qui pourrait être positif au niveau environnemental. Cependant, la durée de vie limitée des lampes UV et le remplacement fréquent des membranes céramiques expliquent le pointage de 5 au critère 2.1. Finalement, dans un traitement par évaporation-condensation, l'utilisation de consommable chimique est moindre au regard des autres technologies, justifiant le pointage de 7 pour ce critère. De plus, il existe plusieurs options pour fournir l'énergie nécessaire aux opérations.

Critère 2.2 : Gestions des déchets à éliminer

Pour l'évaporation, le pointage de 7 est attribué, car cette technologie permet de concentrer les contaminants, avec une réduction des volumes de boues plus importants par rapport aux autres technologies puisqu'il est possible de sécher les boues, ce qui permet de réduire les coûts de disposition et d'élimination finale. En effet, la nanofiltration, l'électrocoagulation et la photocatalyse génèrent des boues qu'il faut épaisser afin de réduire les volumes pour faciliter la manutention et leur élimination, ceci justifiant le pointage de 4 pour ce critère.

Critère 2.3 : Consommation énergétique

Le tableau 3.15 présente la consommation énergétique approximative fournie par les fournisseurs et l'impact sur l'environnement pour la nanofiltration, la consommation électrique est modérée. Cependant, les nombreux cycles de lavage nécessaire pour éviter le colmatage ne facilitent pas l'opération. C'est ce qui justifie le pointage de 4. Pour l'électrocoagulation et la photocatalyse, le courant électrique doit être appliqué en continu. La consommation électrique est élevée pour opérer le système et contrôler les conditions

d'opération. C'est ce qui explique le pointage de 4. Enfin, la consommation d'énergie dépend du type d'évaporateur, mais n'excède pas celle des autres technologies. De plus, selon le type d'évaporateur, de l'énergie peut être produite pour compenser une partie de la consommation. Ce critère reçoit donc le pointage de 8.

Tableau 3.15 Analyse d'impact en fonction de l'indicateur GWP 100 ans

Tiré de Ecoinvent center. 2017

Technologie	Consommation électrique	Potentiel de réchauffement global (kg CO ₂ -Eq)
Électrocoagulation	19611 kwh/jour	492
Photocatalyse TiO ₂ /UV	146 000 kwh/jour	3663
Évaporation	150 kW/m3	3,76

¹ Calculé à partir de Ecoinvent v3.4 dataset documentation, market for electricity, low voltage-CA-QC Méthode IPCC2013 pour 1 kWh soit 0,02509 kgCO₂ -Eq

3.3.3 Critères sociaux

Critère 3.1 : Nuisances (bruit, poussière, émanation)

Outre les turbulences du réacteur lors de l'essai à petite échelle de l'électrocoagulation, aucune autre nuisance n'a été remarquée d'où le pointage de 7 pour ce critère. La photocatalyse et la filtration membranaire obtiennent également le pointage de 7, ce pour ce critère. Pour l'évaporation, les nuisances pourraient être l'émanation de vapeur en cas de fuite et un dégagement de chaleur ou encore les risques d'implosion lorsque l'on opère sous vide. Cependant, les applications de ce procédé sont bien connues, ce qui justifie le pointage de 8 pour ce critère.

Critère 3.2 : Gestion des risques et prévention

Pour la nanofiltration, les caractéristiques des membranes et leurs limitations sont bien connues, ce qui justifie le pointage de 9 pour ce critère. La photocatalyse et l'électrocoagulation font l'objet de nombreuses études, donc la gestion des risques et de prévention peut être mise en place avant leur implantation. Cependant, les risques liés à leur utilisation à grande échelle sont peu connus, d'où le pointage de 5 pour ce critère. Pour

l'évaporation, les risques pourraient être l'émanation de vapeur en cas de fuite et un dégagement de chaleur ou encore les risques d'implosion lorsque l'on opère sous vide. Cependant, les applications de ce procédé sont bien connues, ce qui justifie le pointage de 9.

Critère 3.3 : Compétences requises

L'utilisation du filtre mécanique ne nécessite pas un niveau de formation spécifique, mais une maintenance régulière, ce qui justifie le pointage de 8 pour ce critère. La nécessité d'entretien importante pour opérer le système d'électrocoagulation explique le pointage de 7 pour ce critère. La plage d'optimisation du procédé de photocatalyse est faible, ce qui explique le pointage de 7 pour ce critère. Le procédé d'évaporation est simple à opérer et la plage d'optimisation possible est faible, c'est pourquoi ce critère obtient le pointage de 9.

3.3.4 Critères économiques

Critère 4.1 : Cout investissement

Le tableau 3.16 présente les coûts approximatifs des systèmes proposés par les fournisseurs, ce qui permet d'avoir un ordre de prix. Pour le procédé de nanofiltration, ce critère reçoit le pointage de 3, puisque le principal coût associé est l'achat des membranes. Pour l'électrocoagulation et la photocatalyse, la nécessité d'unités complémentaires au traitement, l'utilisation de produit chimique et le matériel spécifique utilisé expliquent le pointage de 3 pour ce critère. Les coûts d'investissement d'un évaporateur sont grandement variables; il dépend de la configuration et du type d'évaporateur choisi. C'est donc ce qui explique le pointage de 3 pour ce critère.

Critère 4.2 : Rentabilité économique tout au long du cycle de vie

Pour la nanofiltration, le remplacement fréquent des membranes justifie le pointage de 4 pour ce critère. La nécessité de remplacement fréquent de pièces spécifiques en plus de l'utilisation de réactifs chimiques diminuant la rentabilité économie justifie le pointage de 4 pour la photocatalyse et l'électrocoagulation. Contrairement aux autres technologies, l'évaporation a une grande plage d'optimisation à grande échelle et ne nécessite pas de

réactif chimique favorisant la rentabilité économique. Ceci justifie le pointage de 9 pour ce critère.

Critère 4.3 : Favorisation de l'innovation et de la recherche

Le même pointage est attribué pour ce critère pour les quatre procédés, soit 9. En effet, les recherches à petite échelle et les connaissances théoriques sont nombreuses pour tous ces procédés, mais dans le contexte, le défi est la modélisation à grande échelle et l'optimisation pour les caractéristiques de l'effluent. C'est pourquoi la modélisation à grande échelle représente un grand potentiel de recherche pour tous ces procédés. Le dimensionnement d'unités à grande échelle est peu répandu pour le traitement de ce type d'effluent. C'est pourquoi il représente un axe de développement intéressant.

Le pointage total le plus faible de 328 points est obtenu pour la photocatalyse et le plus haut par l'évaporation avec 486 points. L'électrocoagulation obtient un total de 330 points et la nanofiltration un total de 352 points.

Tableau 3.16 Propositions de fournisseurs

Technologie	Dépenses d'investissement	Dépenses d'exploitation
Électrocoagulation	288 000\$ (400 000\$) (240m ³ /jour)	41200\$/année (176m ³ /jour, 5 jours semaine)
Photocatalyse TiO ₂ /UV	500 000\$ (2,4240m ³ /heure)	20\$/poche de Titane 50-100\$/lampe UV 4000 à 8000\$/ année de kWh
Évaporation (fournisseur local)	1 à 1,2 million \$ (40-60 m ³ /jour)	-
Évaporation (Fournisseur étranger)	207 585€ (10 m ³ /jour)	-

-Absence de résultat

CHAPITRE 4

DISCUSSION

4.1 Caractéristique de l'effluent

La principale caractéristique de l'eau à traiter est sa concentration élevée en matière organique, dissoute, peu biodégradable. La caractérisation des eaux de lavage s'étale sur une période suffisamment longue pour enregistrer l'étendue de ses variations. Elle met en évidence les variations périodiques importantes des flux de pollution représentés par la DCO, la DCO soluble, les MES et les MVES. Les résultats de caractérisation permettent de comprendre que la spécificité de l'eau découle de la nature des intrants solides, soit de celle des récipients de PEHD avec leur contenu. Les volumes résiduels des composés solubles ou dispersibles dans les contenants recyclés et ceux de l'extérieur confèrent à l'effluent sa complexité. L'existence de plusieurs types de détersifs, désinfectants et de produits de nettoyage sur le marché permet de déduire la présence inévitable de nombreuses molécules réfractaires à la biodégradation ou toxiques pour les microorganismes (Elsgaard et al., 2003 ; Li et al., 2000). En outre, la présence de tensioactifs ou de surfactant peut nuire au bon fonctionnement d'un traitement biologique et les traitements conventionnels physico-chimiques ne permettant pas de les éliminer complètement (Scott and Jones, 2000; Scholz and Fuchs, 2000).

L'avantage d'associer le niveau de contamination à la cadence de production aurait été que toute augmentation future du rythme de production pourrait être évaluée en fonction du surplus de charges amenées au futur système de traitement et ainsi, la charge de contaminants à traiter par jour serait déterminée. Dans le contexte de la présente étude, ces tendances ont été difficiles à déterminer, et aucune corrélation n'a pu être établie entre la quantité de contaminants et le taux de production. La variation quotidienne de la composition de l'eau est donc difficilement contrôlable puisqu'elle dépend avant tout de l'origine de la matière première à nettoyer.

Cette hétérogénéité et cette variabilité expliquent la difficulté à établir un bilan de masse pour estimer les quantités de contaminants à éliminer par jour. L'hétérogénéité s'explique par la diversité de la matière première, puisque les contaminants solubles, solides, organiques ou non organiques y sont mélangés. Les fluctuations de la quantité et de la qualité des eaux de lavage reflètent la variabilité. Les eaux de lavage de même que la décantation physique subissent des transformations chimiques, ce qui rend également difficile l'établissement d'un bilan de masse (Thomas 2006 ; Thomas et Pouet 2006).

L'entreprise désire abaisser ses charges au maximum dans son effluent afin de pouvoir le réutiliser plus longuement dans ses opérations de lavage sans affecter la qualité de la matrice du polymère recyclé. L'analyse des caractéristiques de l'eau permet de comprendre que l'évaluation de la meilleure option de traitement doit être faite en considérant principalement la capacité du futur système à s'adapter aux fluctuations normales de l'eau de lavage. En intégrant cette volonté de l'industrie aux résultats obtenus dans ce projet, la conclusion logique est de procéder à un pré-nettoyage à sec des matières résiduelles récupérées de PEHD ou autres en amont du nettoyage à l'eau afin de diminuer la charge de contaminant de l'eau de lavage. Ce faisant, la qualité de l'eau sera modifiée, mais des essais avec cette nouvelle eau devront être effectués pour valider la performance et le choix du système de traitement.

Les résultats de caractérisation permettent également de comprendre les mauvais rendements du traitement biologique (MBBR) installé pour traiter les effluents de l'industrie. En effet, l'indice de biodégradabilité, DBO₅/DCO est de 30 % (variant entre 1,3 et 8,2). Par conséquent, un traitement biologique ne pourra théoriquement réduire la concentration de matière organique que de 30%. En recyclant cette eau traitée, il est évident qu'il y aura accumulation de matières organiques qui risquent de diminuer la qualité du lavage de contenants, ce qui pourrait potentiellement affecter la qualité du plastique recyclé.

De plus, le rendement d'un système de traitement biologique serait impacté par l'arrivée, toujours imprévisible de composés toxiques, puisque les analyses indiquent la présence de plusieurs substances susceptibles de perturber les microorganismes (composés phénoliques, métaux lourds) (Battistoni et al. 2003). Les microorganismes seront alimentés avec la matière organique biodégradable, mais également avec une forte proportion de matière difficilement dégradable, ce qui pourrait nuire à leur fonctionnement normal. Sans totalement détruire la biomasse, il faudrait s'attendre à des fluctuations des performances qui impliqueraient un suivi analytique rigoureux.

Les résultats de caractérisation permettent également d'avancer qu'il est peu probable de pouvoir réduire efficacement cette charge organique par flottation, ce qui explique les limitations de ce traitement installé par l'industriel. La plus grande partie de contaminants qui doivent être retirés est principalement soluble (environ 80 %). Un traitement par flottation permettrait de réduire la concentration de MES présents dans l'eau, mais la présence significative de surfactants viendrait compliquer le traitement physico-chimique et en affecterait assurément les performances (Scott and Jones, 2000; Scholz and Fuchs, 2000). Les quantités de coagulants-floculant requises pour obtenir des performances acceptables seront élevées et le taux d'abattement pourrait être, malgré tout, insuffisant. Ces facteurs expliquent les raisons pour lesquelles ce traitement même s'il réduisait la DCO et les MES, devrait être considéré comme un avantage collatéral dans la chaîne de traitement, mais ne pourrait pas en être l'unité principale.

L'étude de Charles et al. (2011) portant sur un effluent ayant les mêmes caractéristiques que l'effluent de Soleno, cette étude avait pour objectif d'optimiser un traitement physico-chimique. L'optimisation a permis une diminution significative de la charge organique après 24 mois de suivi et d'analyse. Il est donc possible d'utiliser un traitement physico-chimique avec l'eau issue du procédé de l'entreprise, mais à l'issue d'une étude plus exhaustive et avec l'utilisation massive de réactifs chimiques. De plus selon les résultats de caractérisation, un agent organique (qui a été utilisé dans le système installé par l'entreprise) n'est possiblement pas la solution la plus efficace dans le cas présent. En effet, une portion non négligeable des

contenants de plastique recyclés a servi à l'entreposage de divers détergents. La portion de MVES est supérieure à 60 %, ce qui indique qu'il y a une forte probabilité que les MES présents soient les agents surfactants ayant précipité en réagissant avec la dureté naturelle de l'eau. Ceci indique que le type de coagulant qui serait le plus efficace serait inorganique. Dans ces circonstances, la coagulation des MES dans l'eau serait aussi plus efficace à pH plus élevé. Un ajustement de pH à une valeur neutre serait nécessaire à ce moment par l'ajout d'un autre agent coagulant inorganique, par l'addition d'un acide quelconque. L'agent coagulant conseillé à utiliser de concert avec la chaux vive ou l'hydroxyde de magnésium (pour neutraliser le pH) serait de l'alun (sulfate d'aluminium), puisqu'il aurait une meilleure efficacité de coagulation au pH de travail que le sulfate ferrique (Mouchet 2000; Crini et Badot, 2007).

Selon les recommandations des fournisseurs, l'utilisation de réactifs chimiques est une solution coûteuse qu'ils jugent parfois irréaliste. Une hypothèse à valider serait de déterminer si le maintien de la DCO à une concentration stable est possible, et ce à un coût acceptable, avec un traitement physico-chimique optimisé. Même si cette hypothèse est validée, cette technologie engendre une production de boues qu'il faudra gérer avec une autre technologie dans un contexte de protection de l'environnement naturel. Suivant le présent contexte industriel, une technologie de coagulation-flocculation avec une décantation n'est pas recommandée.

4.2 Performances des procédés de traitement

Malgré la nature de l'eau soumise à l'étude, les procédés de nanofiltration, d'électrocoagulation, de photocatalyse et d'évaporation ont permis d'atteindre des réductions satisfaisantes pour ainsi d'atteindre les objectifs de traitement. Sans aucune optimisation du procédé ou des conditions expérimentales, les essais d'une séparation par voie sèche démontrent qu'il est possible d'éliminer une fraction importante de la charge de contaminants avant l'étape de lavage. En effet, le traitement à sec des flocons avant l'étape de lavage peut réduire la taille et donc les coûts du futur système de traitement des eaux de lavages. Le

traitement à sec des flocons permet d'éliminer toutes les particules autres que le PEHD qui constituent une fraction significative des MES. Ainsi, il est possible de retirer le maximum de particules et des contaminants transportés avant qu'ils n'entrent en contact avec l'eau diminuant alors la quantité de MES qui doit être traitée avec de l'eau de lavage. Le traitement à sec permet de réduire de manière générale la quantité de matière et les contaminants qui l'accompagnent entrant dans le bassin de lavage.

Sachant que la teneur en DCO et d'autres contaminants augmentent continuellement, la photocatalyse et l'électrocoagulation présentent une limitation importante. En effet, même si les cinétiques de dégradation des polluants sont faibles (Hakizimana et al., 2017; Simon et al. 2008), il y aura toujours une nécessité de purger l'eau du réseau de lavage. L'eau devant être recyclée dans une boucle, il faut éviter qu'il ait une accumulation de matière organique qu'elle soit biodégradable ou pas, ce qui vient éventuellement nuire aux opérations de nettoyage du PEHD et imposer un soutirage de l'eau de la boucle en trop grande quantité. Le contrôle de la charge organique globale, exprimée en DCO, n'est donc pas envisageable par l'électrocoagulation et la photocatalyse, à cause des temps de réaction et des étapes de prétraitement et post-traitement inévitable. Ceci signifie que même avec l'hypothèse où ces deux procédés seraient parfaitement efficaces et élimineraient entièrement la DCO totale, il y aura néanmoins une augmentation rapide de la valeur de la DCO et des MES dans le système de lavage.

Puisqu'aucun essai d'optimisation n'a été réalisé, il est important de préciser que le procédé ayant la meilleure performance ne signifie pas que celui-ci est optimal. La meilleure performance est évaluée dans le présent contexte par la capacité à atteindre les objectifs de traitement avec un niveau de complexité minimale. Ainsi, pour tous les procédés, comme attendu, la DCO, due à une fraction importante qui est soluble, n'est pas éliminée complètement. Cependant, pour l'évaporation, l'absence de spécificité d'action en fonction des conditions opératoires est plus avantageuse que la photocatalyse et l'électrocoagulation. Le traitement par évaporation-condensation agit de manière optimale sur la majorité des

contaminants sous un seul mode de combinaison de conditions expérimentales, ce qui simplifie le contrôle en milieu industriel.

La complexité de l'eau à traiter implique de développer et tester de nouvelles stratégies pour assurer un traitement efficace des polluants. Les résultats permettent de porter une réflexion sur les diverses alternatives possibles pour une chaîne de traitement dans ce contexte industriel. Les figures qui suivent 4.1, 4.2 et 4.3 présentant les filières de traitement des technologies testées et d'alternatives possibles sont ajoutées et elles correspondent aux éléments en gris sur les schémas.

Tout d'abord, il faut souligner que la plage d'optimisation de la nanofiltration est faible dans le contexte d'étude. En effet, même si les résultats d'essais permettent d'atteindre les objectifs d'épuration, cette technique ne pourrait être l'unité principale dans une filière de traitement. Ceci s'explique, entre autres, par les contraintes d'opération telles que le colmatage fréquent des membranes et le niveau de maintenance requis.

Par ailleurs, la filière de traitement par électrocoagulation, sans ajout et optimisation s'avère complexe, car plusieurs unités sont nécessaires à petite échelle pour atteindre l'épuration souhaitée en plus de l'utilisation de réactif chimique (figure 4.1). Finalement, pour un traitement par photocatalyse pour un abattement optimum des contaminants, il faut nécessairement un prétraitement réduisant la turbidité, puisque cette dernière interfère avec l'intensité lumineuse du rayonnement UV (figure 4.2).

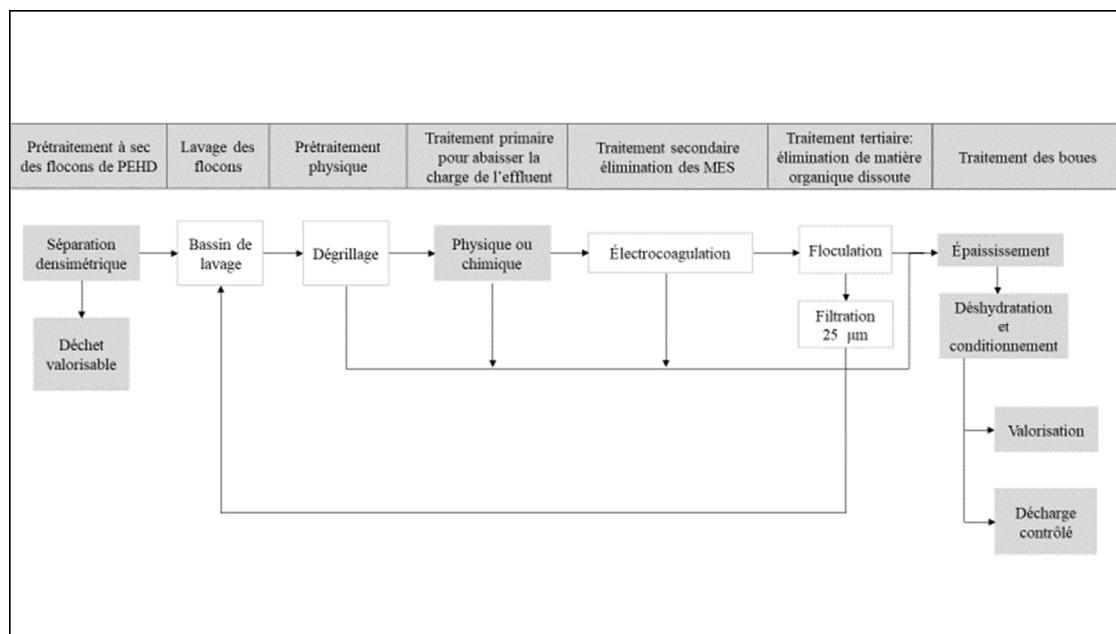
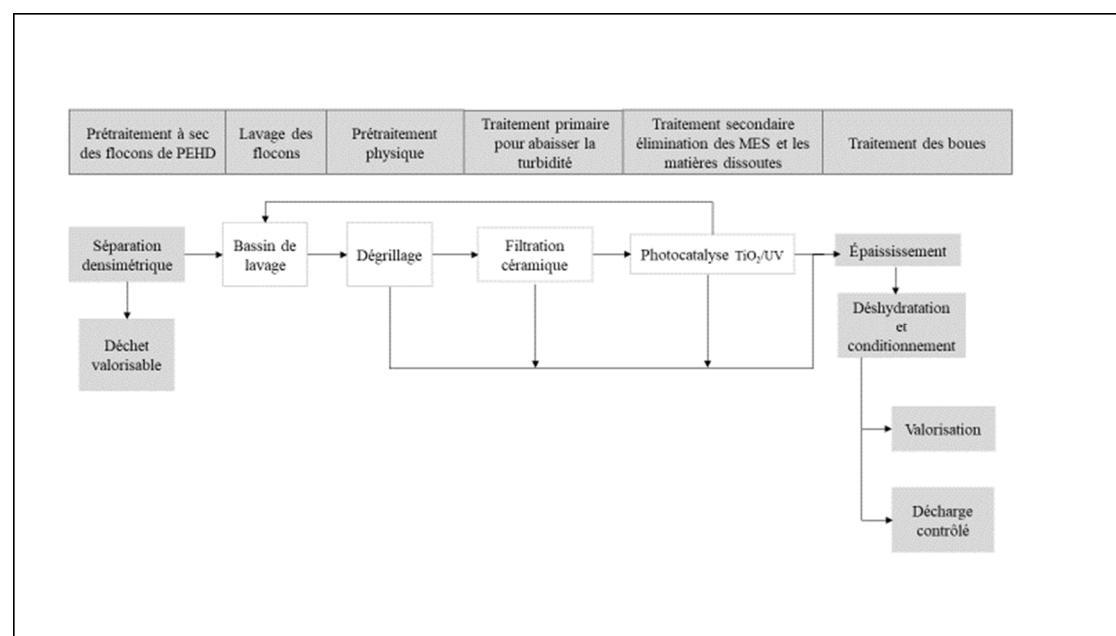


Figure 4.1 Filière de traitement par électrocoagulation avec diverses alternatives

Figure 4.2 Filière de traitement par photocatalyse TiO₂/UV avec diverses alternatives

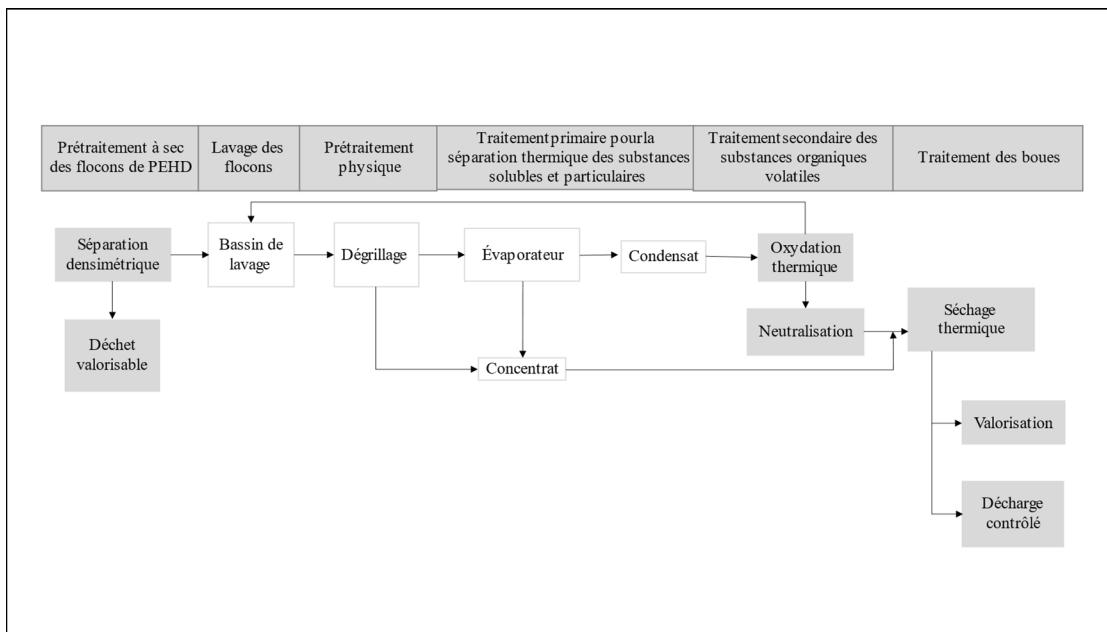


Figure 4.3 Filière de traitement par évaporation-condensation avec diverses alternatives

Le couplage de ces procédés successivement ou combiné constituerait une approche technologique intéressante dont l'optimisation viserait à minimiser l'utilisation de produits chimiques et l'espace des installations et surtout à chercher les meilleures options en termes de consommation énergétique pour le recyclage des eaux. Toutefois, la faisabilité d'un traitement à grande échelle par nanofiltration, électrocoagulation et photocatalyse pour une charge polluante aussi élevée serait difficile à modéliser dans ce contexte industriel. En effet, les résultats montrent qu'avec une eau aussi chargée, l'efficacité globale des procédés d'électrocoagulation, de photocatalyse et de nanofiltration résulterait de l'action synergique de plusieurs unités complémentaires de traitement, ce qui rendrait alors ces filières plutôt complexes compte tenu de la réalité industrielle. En plus de complexifier la filière de traitement, l'ajout d'unités complémentaires essentielles augmente les coûts d'investissement et d'exploitation. Ceci explique la raison pour laquelle ces propositions de filières d'épuration ne sont pas retenues dans le contexte de l'étude.

Finalement, le procédé d'évaporation serait celui qui répond le mieux aux attentes de l'entreprise. Il convient d'observer que la filière présentée à la figure 4.3 serait davantage réalisable dans ce contexte.

Ainsi, l'optimisation pourrait avoir comme objectif de maximiser la réduction d'une variable aux dépens d'une autre. Un traitement au convoyeur densimétrique permettrait de diminuer la charge amenée à l'évaporateur. Par exemple, si l'évaporation est utilisée comme traitement primaire avec comme objectif unique la réduction de la matière organique totale et de la matière en suspension, l'optimisation sera alors fonction d'une réduction de ces paramètres sans égard aux autres variables. Un post-traitement pourrait être ajouté afin de retirer les composés organiques volatils (COV), car ces composés peuvent être nocifs pour la santé et l'environnement. Cependant, la nécessité de ce traitement va dépendre de la nature et de la concentration de COV. Il existe plusieurs méthodes de traitement des COV; celle suggérée dans la figure 4.3 est une destruction par oxydation thermique. Les vapeurs obtenues sont envoyées dans une chambre de combustion dans laquelle les COV sont transformés en CO_2 et H_2O qui sont moins nuisibles. Toutefois, la présence d'azote, de chlore, ou de soufre va entraîner la formation de polluants secondaires comme le NO, le HCl, et le SO_2 , ce qui nécessiterait un traitement complémentaire par neutralisation.

L'avantage d'un post-traitement par combustion est que lorsque la concentration en COV est suffisante, ces composantes produisent assez de chaleur durant leur combustion pour fournir l'énergie nécessaire à alimenter le processus (Soltys, 1998). Par contre, considérant l'impossibilité du rejet de l'effluent actuel à l'égout ainsi que la réutilisation du condensat pour le lavage, les coûts associés à cette étape supplémentaire font en sorte que l'efficacité du lavage avec l'eau recyclée sur la qualité de la pastille produite avec et sans cette étape doit être évaluée avant d'envisager ce post-traitement. Le défi majeur serait de chercher un compromis entre la puissance énergétique nécessaire pour l'évaporation, la condensation et celle nécessaire au séchage des boues.

En supposant une même efficacité de traitement pour tous les précédés, le concentrat de l'évaporation-condensation est un solide dont le volume est minimal; la manutention ainsi que l'élimination finale sont ainsi plus faciles. L'électrocoagulation, la nanofiltration et la photocatalyse génèrent des boues qu'il faut épaissir pour réduire les volumes pour faciliter leur manutention ainsi que leur élimination. Un autre avantage technique d'un traitement par évaporation est la possibilité de traiter l'eau, mais également de sécher les boues, ce qui permet une vision intégrée de gestion des déchets en intégrant une valorisation énergétique des boues dans le procédé d'évaporation.

Finalement, l'électrocoagulation, l'oxydation et la nanofiltration présentent également des limitations majeures quant aux variations en termes de qualité et quantité de l'effluent. En effet, les variations saisonnières et quotidiennes caractérisent ces eaux de lavage. Le système de traitement choisi doit être suffisamment souple pour répondre adéquatement à ces deux contraintes majeures, soit la variation de la composition et la variation du débit journalier. À ces deux types de variations mentionnées s'ajoute la fraction soluble importante qui caractérise cet effluent. L'ensemble des résultats d'essais et les caractéristiques de chaque procédé montrent que le traitement par évaporation s'avère le meilleur système de traitement à envisager pour faire face aux caractéristiques particulières de cet effluent.

Étant donné que la municipalité ne permet pas à l'entreprise de rejeter son effluent au réseau d'égout sanitaire, à moins que l'eau traitée respecte les valeurs réglementaires, les résultats obtenus par un système d'évaporation montrent qu'un tel système est tout à fait satisfaisant dans une perspective de réutilisation du condensat pour les opérations de lavage. Le rendement de ce lavage serait amélioré en raison de l'utilisation d'une eau moins chargée que ce qui est réalisé actuellement. De plus, le volume d'effluent contaminé à disposer en externe serait passablement diminué selon les essais effectués avec l'évaporation. Un certain apport en eau fraîche demeurait toutefois nécessaire en raison des pertes d'eau lors de l'évaporation, soit celles dans le concentrat solide et celles pouvant survenir dans le procédé de lavage. Il est également toujours possible de changer occasionnellement la totalité de l'eau de lavage afin

de prévenir une accumulation trop importante de composé nuisant au recyclage de pastilles de PEHD dans les eaux de lavage.

4.3 Analyse de la satisfaction

La purge d'une partie de l'eau sale actuelle est une solution simple, mais elle constitue à la fois une source d'augmentation de l'utilisation d'une ressource naturelle (l'eau) et de production de gaz à effet de serre par le transport de cette eau pour son épuration à l'extérieur de la municipalité, cela impute également des frais récurrents pour l'industriel.

Le traitement de l'eau pour contrôler les contaminants est donc l'alternative souhaitable et souhaitée par la compagnie, à la condition qu'il puisse être réalisé à un coût acceptable et ne soit pas trop complexe pour être opéré à l'interne par le personnel. L'entreprise souhaite l'installation d'un système demandant le moins d'entretien et de suivi analytique afin d'atteindre les objectifs de traitement souhaités. L'analyse de la satisfaction permet d'initier le processus décisionnel pour la hiérarchisation d'un système approprié parmi les différentes solutions envisageables. Cette analyse doit cependant être complétée ensuite par une étude technico-économique et des essais à l'échelle industrielle des systèmes offrant la plus grande satisfaction avant de finaliser la décision.

De manière plus spécifique, il est intéressant de comparer les résultats des pointages obtenus dans les différentes catégories de critères. La figure 4.4 met en évidence l'avantage d'un procédé de traitement par évaporation comparativement aux autres procédés.

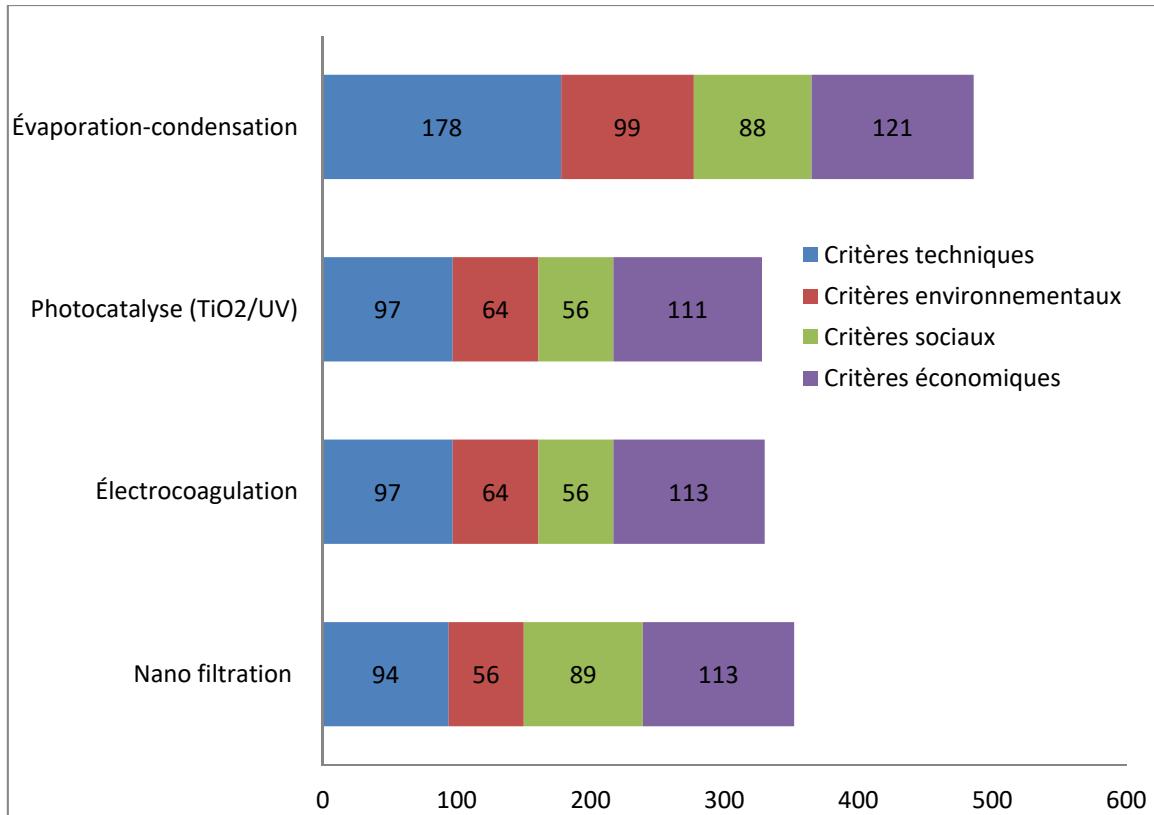


Figure 4.4 Pointage obtenu pour l'analyse multicritère

En comparant ces pointages par catégorie de critères, l'évaporation se distingue significativement au niveau technique par rapport aux autres procédés. Ce résultat provient de la capacité de l'évaporateur-condensateur à s'adapter à la variabilité et l'hétérogénéité de l'eau par rapport aux autres technologies envisagées. De plus, l'absence de pièces spécifiques, de réactifs chimiques et de génération de boues permet une mise en œuvre simple qui minimise le suivi analytique comparativement aux autres technologies.

En analysant le pointage des critères environnementaux, l'électrocoagulation et l'oxydation obtiennent un pointage plus faible que l'évaporation. Ce pointage est dû à l'utilisation de matériaux et de réactifs supplémentaires. L'oxydation obtient un pointage légèrement plus élevé par rapport à l'électrocoagulation, puisqu'elle offre plus de latitude en termes d'ajustement des doses d'agents chimiques, mais c'est l'usure rapide des lampes UV qui lui confère un score plus faible que l'évaporation dans cette catégorie. Enfin, le traitement par

voie physique imposerait probablement un changement fréquent des membranes, c'est pourquoi la nanofiltration obtient le pointage le plus faible dans cette catégorie.

Au niveau social, le procédé de nanofiltration obtient le plus haut pointage. À l'opposé, les procédés d'électrocoagulation et d'oxydation obtiennent le plus faible. L'évaporation se distingue légèrement par rapport à ces deux technologies par sa simplicité d'opération. Cette différence est due à une meilleure connaissance de la gestion des risques qui y sont associés et à la simplicité d'opération. Dans un ordre d'idée, l'implantation d'une nouvelle technologie de traitement favorise l'innovation, l'apprentissage ainsi qu'un transfert de technologie soutenu par la recherche et le développement au sein de l'entreprise (Habhab-Rave, 2012; Winter, 1977). Alors, l'intégration d'une technologie nouvelle comme l'évaporation entraînerait donc un impact sur le développement de l'industriel. Ainsi, la spécificité de l'innovation technique de l'évaporation-condensation est qu'elle favoriserait la formation et les connaissances dans le contexte du recyclage du plastique, ce qui augmenterait l'expertise et améliorerait la gestion des ressources en eau. Cette idée s'appuie sur les travaux de Lauro et al (1982) dans lesquels l'évaporation à multiples effets utilisant un évaporateur à flot tombant utilise une gaine de plastique en PEHD et PVDF comme surface d'échange. L'étude a été développée à l'échelle pilote et a permis de conclure que l'utilisation de gaine de plastique diminue les coûts d'opération et notamment ceux énergétiques. De plus, l'utilisation de gaine de plastique permettait d'éviter le problème d'enrassement grâce à l'inertie chimique des plastiques. L'évaporation est une technologie largement utilisée par plusieurs industries. L'enjeu dans le cadre du présent projet n'était pas de développer une nouvelle technologie, mais de stimuler la réflexion sur cette technologie et son ingénierie à partir de solutions existantes afin de la mettre en œuvre de façon optimale dans une usine de recyclage de plastique.

Du point de vue des critères économiques, les procédés de nanofiltration, d'électrocoagulation et d'oxydation, surtout en utilisant un système UV/TiO₂, nécessitent l'achat de matériel spécifique ou l'utilisation de réactif chimique, ce qui explique leur pointage plus faible par rapport à l'évaporation. Les coûts réels d'investissement et

d'opérations ne sont pas connus et diffèrent grandement d'un fournisseur à l'autre. Le choix d'une technologie doit résulter d'une étude rationnelle préalable qui intègre la nature et le volume d'effluent ainsi que le contexte énergétique de l'industrie. Cette étude est une optimisation technico-économique et financière englobe les analyses suivantes : la génération de contaminant au niveau du procédé, la génération de l'effluent, son traitement et l'élimination des boues. L'étude technico-économique, outre la réduction des coûts d'investissement et d'opération, présente plusieurs avantages importants. C'est une étape fondamentale qui garantira un bon fonctionnement de la filière, mais également une fiabilité de l'équipement, ce qui faciliterait son exploitation. Un autre avantage serait de garantir son adaptation à l'évolution de la production future.

CHAPITRE 5

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les résultats de caractérisation ont montré que l'eau du procédé de recyclage des contenants de PEHD est chargée en matières organiques dissoutes faiblement biodégradables et en matières en suspension. La composition de l'eau varie significativement au cours du temps en fonction de la nature et de la provenance des contenants recyclés diversifiés. La caractérisation de cette eau constitue une variable d'importance pour trouver une solution de traitement.

Pour le traitement des eaux de lavage, il est préférable de privilégier d'abord et avant tout des opérations unitaires robustes, c'est-à-dire résistantes aux fluctuations de la qualité des eaux et capables de maintenir de bonnes performances dans le temps. Avec une composition organique faiblement biodégradable et毒ique, les traitements biologiques ne sont pas recommandés. Par ailleurs, les résultats des procédés de traitement par électrocoagulation et par photocatalyse sont satisfaisants, mais ils engendrent des opérations complémentaires (gestion et traitement des boues, nettoyage, etc.). De plus, un traitement physico-chimique est difficile à optimiser, car les flux de contaminants sont variables tant en qualité qu'en quantité. Ces systèmes de traitement ne sont donc pas conseillés comme des solutions rentables et efficientes pour l'entreprise. Ils semblent également plus contraignants qu'un procédé par évaporation-condensation.

Par sa capacité à traiter un effluent concentré, indépendamment de sa charge, l'évaporation-condensation est la technologie la mieux adaptée pour le traitement des eaux de lavage des PEHD afin de permettre, d'une part, de recycler l'eau traitée et d'autre part, de faciliter la valorisation des résidus récupérés par simple séchage. Considérant que les deux critères les plus significatifs au niveau de l'efficience d'un éventuel procédé de traitement sont l'adaptabilité à la charge de l'eau et à ses variations temporelles importantes, l'évaporation s'avère la technologie la plus appropriée dans le présent contexte industriel. Le couplage de

cette technologie avec un nettoyage à sec préalable des flocons serait par ailleurs avantageux pour diminuer la charge amenée à l'évaporateur.

Le présent projet a permis d'établir les bases relatives aux choix d'un traitement d'eau pour l'usine de recyclage de plastique. Cependant, la démarche d'investigation doit être poursuivie avant de mettre en œuvre une solution concrète dans l'usine. En effet, la construction d'une telle installation de traitement doit passer par une étude de son fonctionnement en conditions réelles durant des périodes assez longues pour couvrir toutes les conditions d'opération. De plus, la conception de l'installation doit être complétée selon une vision systémique afin de permettre des retombées concrètes selon le concept d'une économie circulaire protégeant l'environnement et diminuant l'incidence des activités industrielles sur les changements climatiques. Suivant le contexte de réalisation de la présente étude, cinq recommandations suivantes visent à compléter adéquatement la conception d'une filière de traitement efficiente pour l'usine de recyclage de PEHD post-consommation.

La première recommandation consiste à évaluer la faisabilité de l'implantation d'un convoyeur densimétrique ou toute autre technologie pouvant retirer un maximum de contamination avant l'étape de lavage. L'optimisation d'un traitement à sec permettra de définir clairement les besoins en eau et un dimensionnement adéquat du futur système de traitement. Une étude technico-économique et des tests à l'échelle industrielle seront nécessaires pour valider l'hypothèse selon laquelle un traitement à sec réduit la quantité d'eau utilisée ainsi que la charge en polluant contenu dans cette dernière.

La seconde recommandation vise à de réévaluer les quantités d'eau nécessaires aux opérations de lavage. Actuellement, cette évaluation est qualitative et une caractérisation quantitative de l'effet de la composition de l'eau sur la qualité de la matrice du polymère plastique recyclé permettrait de connaître les besoins exacts en eau pour le lavage et d'optimiser le dimensionnement d'une filière de traitement par évaporation.

La troisième recommandation réfère à la valeur énergétique des matières résiduelles du prétraitement à sec ainsi que de celles issues de l'évaporation. En effet, ces deux technologies consomment de l'énergie. Il est donc important de récupérer le maximum d'énergie des résidus non recyclables afin qu'ils ne finissent pas directement à l'enfouissement. De plus, la siccité des résidus de l'évaporation est l'un des facteurs affectant directement son pouvoir calorifique et ce dernier influence la conception et l'opération d'un évaporateur. En outre, cette étude doit également comprendre une valorisation énergétique de résidus générés par d'autres sources de matières résiduelles valorisables énergétiquement à l'interne ainsi qu'à travers des filiales et à l'externe afin de minimiser les coûts du traitement de l'eau de consommation.

La quatrième recommandation consiste à compléter les connaissances pour raffiner la conception et l'opération du système évaporation-condensation-séchage ainsi qu'à évaluer l'incidence des propriétés physiques de l'eau avant traitement (potentiel d'encrassement, corrosion, viscosité, densité, ect). Cependant, avec la variabilité de l'eau (quantité et qualité), une étude sur des unités à l'échelle pilote en conditions réelles est le seul moyen d'assurer une bonne conception du système de traitement.

La cinquième recommandation vise à définir précisément les objectifs de volume de production de l'usine à moyen et long terme afin de bien évaluer l'éventuel système dans son ensemble. Ainsi, l'évaluation de la meilleure option de traitement en termes de coût, de taille et de complexité d'opération serait facilitée. Selon la configuration adoptée, il serait aussi possible pour l'entreprise d'inclure des stratégies de gestion des pointes et creux en dehors de paramètres de conception du futur système.

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Achak, M., Ouazzani, N., & Mandi, L. (2011). Élimination des polluants organiques des effluents de l'industrie oléicole par combinaison d'un filtre à sable et un lit planté. *Revue des sciences de l'eau* 24 35-51. doi:<https://doi.org/10.7202/045826ar>
- Arnaud, F. (2019). L'indispensable réinvention des plastiques. *La revue de l'institut Veolia*, 2019. Retrieved from <https://www.institut.veolia.org/sites/g/files/dvc2551/files/document/2019/03/L%27indispensable%20r%C3%A9invention%20des%20plastiques%20-%20Institut%20Veolia%202019.pdf>
- Association française de normalisation (AFNOR), (2014). *Management de la valeur-Vocabulaire-Termes et définitions*.
- Association canadienne de l'industrie des plastiques (ACIP), (2020). *Consultation publique sur le projet de Plan directeur de gestion des matières résiduelles 2020-2025*. Repéré à http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/COMMISSIONS_PERM_V2_FR/MEDIA/DOCUMENTS/MEM_ACIDP_ZERO_20200122.PDF
- Association of Plastic Recyclers (APR), (2018). *Life cycle impacts for postconsumer recycled resins : PET, HDPE, ans PP*. Repéré à <https://plastics.americanchemistry.com/Reports-and-Publications/LCA-of-Plastic-Packaging-Compared-to-Substitutes.pdf>:
- Association of Plastic Recyclers (APR), (2019). *Recycled plastics reduce energy consumption, GHG emissions*. Franklin Associates, A Division of Research Group (ERG). Repéré à <https://www.wastedive.com/news/apr-recycled-plastics-reduce-energy-consumption-ghg-emissions/547027/>:
- Baig, S., & Mouchet, P. (2010). Oxydation et réduction appliquées au traitement de l'eau-Ozone-Autres oxydants-Oxydation avancée-Réducteurs. *Technique de l'ingénieur*, W2702 v1.
- Battistoni, P., Fava, G., & Ruello, M. (1993). Heavy metal shock load in activated sludge uptake and toxic effects. *Water Research*, 821-827. doi:[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90146-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90146-9)
- Boeglin, J.-C. (1999). Lutte contre la pollution de l'eau-Inventaire des traitements. *Techniques de l'ingénieur* G1250 V1.
- Boeglin, J.-C. (2002). Traitements physico-chimiques de la pollution soluble. *Techniques de l'ingénieur*. G1271 V1.

- Boeglin, J.-C. (2019). Pollution industrielle de l'eau-Stratégie et méthodologie. *Technique de l'ingénieur, G1220 V1.*
- Boeglin, J.-C., & Roubaty, J.-L. (2007). Pollution industrielle de l'eau- Caractérisation, classification, mesure. *Techniques de l'ingénieur, G1210 V1.*
- Boulenger, P., & Gallouin, Y. (2009). Traitements biologiques anaérobies des effluents industriels. *Technique de l'ingénieur, G1305 V1.*
- Bradu, C., Olaru, E.-A., Magureanu, M., & Crini, G. (2020). *Eaux industrielles contaminées : Chapitre XIV. Procédés d'oxydation avancée pour le traitement des eaux* (Presses universitaires de Franche-Comté Ed.).
- Charles, J., Crini, G., Sancey, B., Trunfio, G., Badot, P. M., Morin-Crini, N., Winterton, P. (2012). Suivi et optimisation d'une station de décontamination des eaux usée de la filière de traitement de surface : abattement chimique et impact écotoxicologique. *Revue des sciences de l'eau*, 24, 329-341. doi:<https://doi.org/10.7202/1007623ar>
- Cheret, S. (2017). Les grandes catégories d'usages de l'eau dans l'industrie. *Technique de l'ingénieur.*
- Conseil des Industries Durable, (CID). Le programme Écoresponsable. Repéré à <https://www.ecoreponsable.net/programme-ecoresponsable/>
- Conseil canadien des ministres de l'environnement, (CCME). (2018). *Stratégie visant l'attente de zéro déchet de plastique.* Repéré à https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_waste/fr_plastics/STRAT%C3%89GIE%20VISANT%20L%E2%80%99ATTEINTE%20DE%20Z%C3%89RO%20D%C3%89CHET%20DE%20PLASTIQUE.pdf
- Conseil patronal de l'environnement du Québec. (2012). *Implanter une démarche de développement durable, pour une gestion intégrée des enjeux et des occasions en entreprise.* Repéré à https://www.cpeq.org/files/guides/Guide_Implanter_une_demarche_de_developpement_durable.pdf
- Conseil du patronat du Québec, (CPQ). (2018). *Économie circulaire au Québec, Opportunités et impacts économiques.* Repéré à [file:///C:/Users/Acer/Downloads/%C3%A0%20trier%202/economie-circulaire-au-quebec%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/Acer/Downloads/%C3%A0%20trier%202/economie-circulaire-au-quebec%20(1).pdf):
- Crini, G., & Badot, P.-M. (2007). *Traitements et épuration des eaux industrielles polluées, Procédés membranaires, bioadsorption et oxydation chimique* (Presses universitaires de Franche-Comté Ed.).

- Decloux, M., & Rémond, B. (2009). Évaporation-Agencement des évaporateurs et applications. *Technique de l'ingénieur-Procédés chimie-bio-agro-Agroalimentaire, F3004 VI.*
- Delporte, C. (2007). Traitements biologiques aérobies des effluents industriels. *Technique de l'ingénieur, G1300 VI.*
- Déon, S., & Fievet, P. (2020). *Eaux industrielles contaminées, Chapitre XIII. Traitement des eaux par nanofiltration : généralités, mécanismes et applications.* (Presses universitaires de Franche-Comté Ed).
- Diop, O. (2010). *175 questions-réponses sur les produits ménagers, Première partie: Les savons, les détergents et leurs composants* (L'homme Bio-Vert Ed.).
- Duval, C. (2009). *Matières plastiques et environnement, Recyclage, Valorisation, Biodégradabilité, Écoconception* (Dunod Ed. 2^{ème} ed.).
- Dupraz-Lagarde, S. & Poimboeuf, H. (2004). Développement durable: implications pour l'industrie. *Technique de l'ingénieur. G200 V3.*
- Éco Entreprises Québec, (ÉEQ). Mission et valeurs de ÉEQ. Repéré à <https://www.eeq.ca/a-propos-de-eeq/>
- Ecoinvent center, (2017). Base de données d'inventaire du cycle de vie
ecoinvent v3.4 Ecoinvent v3.4 dataset documentation, market for electricity, low voltage-CA-QC Méthode IPCC2013 communication personnelle avec Charles Thibodeau, CT Consultant - Spécialiste en analyse environnementale du cycle de vie des produits, services et bâtiments <https://www.ecoinvent.org/>
- Elsgaard, L., Pojana, G., Miraval, T., Eriksen, J., & Marcomini, A. (2003). Biodegradation of linear alkylbenzene sulfonates in sulfate-leached soil mesocosms. *Chemosphere*, 929-937. doi:10.1016/s0045-6535(02)00698-7
- Emamjomeh, M. M., & Sivakumar, M. (2009). Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation-flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90, 1663-1679.
- Environnement et Changement climatique Canada. (2019). *Étude économique sur l'industrie, les marchés et les déchets du plastique au Canada.* Retrieved from https://buyandsell.gc.ca/cds/public/2020/04/29/5ca2986e314ca0475fec58a11d5e5df2/_summary-report-en4-366-1-2019-fra.pdf
- Fond d'action Québécois pour le développement durable, (FAQDD). (2015). *Mémoire sur la stratégie gouvernementale en développement durable 2015-2020.* Repéré à http://faqdd.qc.ca/public/FAQDD-Memoire_fevrier_2015.pdf

Gallicher, B., & Savel, O. (2017). Évaporation dans les traitements des effluents liquides. *Techniques de l'ingénieur, w2750 v1.*

Garcia-Segura, S., Eiband M.M.S.G., De Melo, J.V & Martinez-Huitle C.A, (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry, 801*, 267-299.

Habhab-Rave, S. (2012). Acquisition de capacités technologiques et développement d'innovation : quels enjeux pour les PME tunisiennes ? *Humanisme et Entreprise* 308, 49-72.

Hausler, R., Hade, A., & Béron, P. (1994). Total quality management for environment. A new approach for the choice of purification technology. *Proceedings Earthcare INSA-Toulouse (France)* 8-10.

Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., & Naja, J. (2017). Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination, 404*, 1-21.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>

Hong S, H., & Elimelech, M. (1997). Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science, no.132*, 159-181.

Jedrejak, S., & Bourgois, J. (2004). Valorisation des fluides de coupe usés, Partie II : Cas de l'évaporation à compression mécanique de vapeur. *Revue Francophone d'écologie industrielle N°36 Déchets sciences et techniques.* doi:10.4267/dechets-sciences-techniques.2152

LAI, C. L., & LIN, S. H. (2003). Electrocoagulation of chemical mechanical polishing (CMP) wastewater from semiconductor fabrication. *Chemical Engineering Journal, 95*, 205-211.

Lauro, F., & Huyghe, J. (1982). Utilisation des matières plastiques comme surface d'échange de chaleur pour économiser l'énergie dans les procédés industriels de concentration par évaporation. *Revue de Physique Appliquée, 17*, 617-623.
doi:10.1051/rphysap:01982001709061700. jpa-00245039

Li, Q.H., Jiku, F., & Schroder, H.F. (2000). Assessment of the pollutant elimination efficiency by gas chromatography/mass spectrometry, liquid chromatography-mass spectrometry and tandem mass spectrometry Comparison of conventional and

- membrane-assisted biological wastewater treatment processes. *Journal of Chromatography A* 889, 155-176.
- Loi sur le développement durable, Chapitre II, Article 6, Les principes* (2006). Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/developpement/principes.pdf>
- Loi sur le développement durable, (LDD), (2006). *C.d-8.1.1.* Repéré à <http://www.environnement.gouv.qc.ca/developpement/principes.pdf>
- Loi sur la qualité de l'environnement, (*L.R.Q.*), (2020) *Chapitre Q-2.* Repéré à <http://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr>ShowDoc/cs/Q-2>
- Mallevialle, J., Odendaal, P.E, & Wiesner, M.R. (1996). The emergence of membranes in water and waste water treatment, Chapitre 1. *Water Treatment Membrane Process*, 10.
- Metcalf & Eddy, (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse* (4th New York NY: McGraw-Hill ed.).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, (MDDEP). (2008). *Lignes directrices pour l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique.* Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/Eau/eaux-usees/industrielles/ld-oer-rejet-indust-mileu-aqua.pdf>
- Ministère de l'Environnement et la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019). *Les matières résiduelles.* Repéré à <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/4075306>
- Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation (MAMH) (2020). *Gestion des matières résiduelles.* Repéré à <https://www.mamh.gouv.qc.ca/amenagement-du-territoire/guide-la-prise-de-decision-en-urbanisme/protection-de-lenvironnement/gestion-des-matières-résiduelles/>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2009). *Guide pour la prise en compte des principes des principes du développement durable.* Retrieved from <http://www.environnement.gouv.qc.ca/developpement/Outils/guide-principesdd.pdf>
- Ministère du développement durable, de l'Environnement et la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2015). *Stratégie gouvernementale de développement durable 2015-2020.* Retrieved from <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/environnement/publications-adm/developpement-durable/strategie-dd-2015-2020.pdf?1582816783>

Ministère du développement durable, de l'Environnement et la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) *Modèle de règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égout des municipalités du Québec, Guide explicatif.* (2015).
<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/consultation/documents/guide-explicatif.pdf>

Moussa D.T., El-Naas, H., Nasser, M., & Al-Marri M.J(2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 146, 24-41.

Mouchet, P. (2000). Traitement des eaux avant utilisation. Matières particulières. *Technique de l'ingénieur, G1170 VI.*

Nelson, R. R., & Winter, S. G. (1977). In search of a useful theory of innovation *Research Policy* 6(1), 36-76. doi:[https://doi.org/10.1016/0048-7333\(77\)90029-4](https://doi.org/10.1016/0048-7333(77)90029-4)

Olivier, M. (2016). *Matières résiduelles et 3-RV-E: Bâtir l'économie circulaire* (Les productions Jacques Bernier ed.).

Peureux, J. L. (1997). Concentration par évaporation avec compression mécanique de vapeur. Application au traitement des effluents liquides en sidérurgie. *Rev.Met. Paris*, 94 N°1, 121-128. doi:<https://doi.org/10.1051/metal/199794010121>

Pescod, M. B., & Mara, D. (1988). *Design, operation and maintenance of wastewater stabilization ponds in treatment and use of sewage effluent for irrigation* (Vol. Treatment and use of sewage effluent for irrigation).

Quevauviller, P., Thomas, O., & Beken, A. V. D. (2006). Wastewater quality monitoring and treatment. In B. Philippe Quevauviller European Comission, Belgium (Ed.), *Collection Water Quality Measurements Series* (pp. 23-34 265-273).

RECORD. (1998). Études thématiques sur le recyclage des matières plastiques : État de l'art concernant les méthodes de tri de matières plastiques. N°96-0901/1A, pp.223.

RECORD. (2013). Les procédés de concentration des effluents aqueux. État de l'art. N°11-0332/1A, 144.

Recyc-Québec. (2018a). *Bilan 2018 de la gestion des matières résiduelles au Québec* (978-2-550-87044-9). Repéré à <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-complet.pdf>:

Recyc-Québec. (2018b). *Fiche d'information sur les produits de la collecte sélective.* Repéré à <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/entreprises-organismes/collecte-selective/fiches-produits>

- Recyc-Québec. (2018c). *Le conditionnement et le recyclage des matières recyclables (fibres, plastique, verre et métal)*. Repéré à <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-section-conditionneurs-recycleurs.pdf>
- Recyc-Québec. (2019a). *Notre mission, vision, mandat et nos valeurs*. Repéré à <https://www.recycquebec.gouv.qc.ca/a-propos/qui-sommes-nous/mission-vision-mandat-valeurs>
- Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J., Champsaur, H., & Rodier, L. (1996). *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats* (Dunod Ed. 8^{ème} ed.).
- Robin, J.-J. (2003). Recyclage des thermoplastiques. *Techniques de l'ingénieur. AM832 V1*.
- Roosens, D., Degrez, M., Warnier, L., & Lierde, A. V. (2007). Traitement intégré d'effluents industriels difficilement biodégradables par procédés membranaires combinés à différentes techniques destructives. *Déchets-Revue Francophone d'écologie industrielle* N° 48.
- Ruben, B., Hausler, R., & Azzouz, A. (2006). Approche multicritère pour la sélection de plantes aquatiques en vue d'une exploitation rationnelle. *Revue des sciences de l'eau*. 19(3) 181-197.
- Santé Canada. (1979). *Lignes directrices, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada:document technique-la dureté*. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-durete.html>
- Sauvé, S., Normandin, D., & Donald, M. M. (2016). *L'économie circulaire, une transition incontournable* (Les Presses de l'Université de Montréal Ed.). Repéré à <http://archives.enap.ca/bibliotheques/2018/12/031709982.pdf>
- Spérando, M., Heran, M., & Gillot, S. (2007). Modélisation dynamique des procédés biologiques de traitement des eaux. *Techniques de l'ingénieur, w6500 v1*.
- Scott, M., & Jones, M. (2000). The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochimica and Biophysica Acta (BBA)-Biomembrane* 1508, 235-251.
doi:[https://doi.org/10.1016/S0304-4157\(00\)00013-7](https://doi.org/10.1016/S0304-4157(00)00013-7)
- Simon, J. C., Dauby, B., & Nonet, S. (2008). Évaluation de l'efficacité de l'oxydation avancée par photocatalyse hétérogène UV/TiO₂ sur un effluent industriel contaminé par des composés organiques non biodégradables (colorants). *Revue Scientifique des ISILF* 22.

- Scholz, W., & Fuchs, W. (2000). Treatment of oil contaminated wastewater in a membrane bioreactor. *Water Research* 34, 34(14), 3621-3629.
doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00106-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00106-8)
- Soltys, N. (1998). Procédés de traitement des COV ou composés organiques volatils. *Techniques de l'ingénieur, J3928 VI.*
- Thècle, A., Zacharewicz, G., & Perry, N. (2011). Modèle d'analyse de la valeur de l'innovation des systèmes de produit-service. *9e Congrès International de Génie Industriel*, 1-18.
- Tourbin, M., Lachaize, S., & Guiraud, P. (2012). Nanoparticules polluant les milieux liquides : quels procédés pour les éliminer? *Technique de l'ingénieur, RE215 VI.*
- Truc, A. (2007). Traitements tertiaires des effluents industriels. *Techniques de l'ingénieur, G1310 vI.*
- Yavuz, Y., & Öğütveren, U.B. (2018). Treatment of industrial estate wastewater by the application of electrocoagulation process using iron electrodes. *Journal of Environmental Management*, 207, 151-158.
- You, S., Tsai, Y. P., & Huang, R.-Y. (2009). Effect of heavy metals on nitrification performance in different activated sludge processes. *Journal of Hazardous Materials*, 987-994.
- Zaviska, F., Drogui, P., Mercier, G., & Blais, J.F. (2009). Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels: Application à la dégradation des polluants réfractaires. *Revue des sciences de l'eau* 22, 535-56.