



**TRAITEMENT D'EAUX USEES DE BRASSERIE PAR
COUPLAGE BIOREACTEUR A MEMBRANE
ANAEROBIE -NANOFILTRATION.**

MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU
MASTER EN INGENIERIE DE L'EAU ET DE L'ASSAINISSEMENT
OPTION : EAU ET ASSAINISSEMENT

Présenté et soutenu publiquement le 27 juin 2018

Par : **NOUHOU MOUSSA Abdoul Wahab**

Travaux dirigés par : **M. Boukary SAWADOGO**, Ingénieur de Recherche à 2iE

Jury d'évaluation du stage :

Président : **Dr Franck LALANNE**

Membres et correcteurs : **Dr. Hela KAROUI**

M. Boukary SAWADOGO

Promotion [2016/2017]

CITATION

‘‘A côté de toute difficulté est certes une facilité.’’ **Coran (S94, V6)**

DEDICACE

Je dédie le fruit de ce travail à :

A mes parents pour leur amour, leur patience et leurs efforts entrepris pour faire de nous tout ce que nous sommes aujourd'hui ;

REMERCIEMENTS

Avant tout développement, je tiens à adresser mes sincères remerciements à tous ceux qui de près ou de loin ont contribué à la réalisation de ce travail.

J'adresse mes sincères remerciements à l'Agence Nigérienne des Allocations des Bourses (ANAB) pour m'avoir accordé cette bourse de formation à l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE).

Je remercie également l'Association Africaine de l'Eau (AAE) pour m'avoir accordé la bourse de jeune professionnelle qui m'a permis de mener à bien ce stage.

Je remercie particulièrement :

Professeur Yacouba KONATE, le chef du Laboratoire LEHSA (2iE, Ouagadougou Burkina-Faso) pour m'avoir permis d'effectuer mon stage de fin d'études au sein de son Laboratoire.

Professeur Marc HERAN, Dr Geoffroy LESAGE, Dr François ZAVISKA, pour m'avoir accueilli dans leur laboratoire à Montpellier et m'avoir fait profiter de leurs connaissances des technologies membranaires.

Monsieur Boukary SAWADOGO, ingénieur de recherche à 2iE qui nous a tant appris sur le plan académique que social. Sa disponibilité et son écoute nous a permis d'avoir un bon encadrement.

Messieurs Noël TINDOURE, Moustapha OUEDRAOGO et Herman MOUNGOUE DJANNI, pour l'appui, les conseils et l'accompagnement dont j'ai bénéficié pour les activités au laboratoire et le suivi du BRM.

Aux collègues stagiaires de 2iE et de l'IEM : Nasser, Martial, Babou, Isabelle et Federica pour leur aide et accompagnement très précieux.

Mes enseignants de 2iE qui n'ont ménagé aucun effort pour nous offrir une formation de qualité et un accompagnement à la hauteur de nos attentes.

RESUME

La production de boissons est une activité génératrice d'importantes quantités d'eaux usées très chargées en matière organique et réfractaire dues aux produits utilisés dans les processus de fabrication ou de maintenance. L'élimination de cette pollution requiert quelquefois la mise en place de système de traitement des effluents performants. Des tests de traitement d'eaux usées d'industrie de production de bières et de boissons gazeuses avec un bioréacteur à membrane (BRM) couplé à la nanofiltration ont permis d'étudier l'utilisation des technologies membranaire dans ce secteur en vue d'une possible réutilisation des eaux traitées avec production de biogaz. Les tests ont été effectués sur deux configurations de BRM : BRM à membrane immergée et BRM à membrane externe. Les pilotes ont été alimentés avec des eaux usées synthétiques et des eaux réelles d'industrie de production de bières et boissons gazeuses. Un temps de séjour hydraulique de 1,5 jour a été utilisé pour les deux pilotes alors que des temps de séjour des boues de 30 et 60 jours ont été fixés. La charge en DCO lors de la campagne 1 était fixée à 0,9 g DCO/L/L durant 56 jours et de 0,8 allant à 5,7 g DCO/L/J lors de la campagne 2 pendant 123 jours de fonctionnement. Les résultats obtenus ont mis en évidence une acclimatation plus rapide des boues à la campagne 2 du fait de leur familiarité avec l'influent. La SRT de 60 jours sur la ligne 1 s'est montrée plus intéressante que la SRT de 30 jours sur la ligne 2 avec un abattement de 70% contre 50%. Le BRM anaérobie a permis une élimination de la turbidité de l'eau à plus de 99% et un abattement de la DCO de 99% mais n'a pas été très efficace pour l'élimination des ions. L'utilisation de la nanofiltration a permis une rétention de plus 90% de la teneur en sels et de la plupart des autres ions. Le biogaz produit est évalué à 0,62 L biogaz/gDCO. Le colmatage a été mieux maîtrisé au cours de la campagne 2 avec la membrane en céramique. Pour la campagne 1 malgré les conditions opératoires prises, un colmatage plus rapide a été observé.

Mots Clés : bioréacteur à membrane, brasseries, eaux usées, nanofiltration.

ABSTRACT

Drinks production is generally noted with significant quantities of wastewater production, which is characterized with high organic load resulting from the manufacture and maintenance activities of the industries involve. This creates a desirable situation for the implementation of an efficient system for the treatment of these hazardous pollutant loads in the wastewater generated. In this study, a laboratory scale BRM coupled with the nanofiltration technology was employed for treatment of brewery wastewater for potential reuse. The tests have been done on two configurations of BRM: BRM with immersed membrane and BRM with external membrane. The pilots have been acclimated with both synthetic and actual wastewater from a brewery industry. The study adopted a hydraulic retention time of 1,5 day and a fixed solid retention time (SRT) of 30 and 60 days. After a fixed COD of 0,9 g COD/L/d during 56 days of the phase 1, varied concentration was observed in the range of 0,8 to 5,7 g COD/L/d during 123 days of operations for the second phase. The results put in evidence a faster acclimatization of the sludge in the second phase because of the familiarity of the microorganism with the influent. The SRT of 60 days on line 1 was relatively interesting than that of 30 days on the line 2 with a reduction of 70% as against 50% respectively.

The anaerobic membrane bioreactor allowed for an elimination of the wastewater turbidity of almost 99% along with a 99% reduction of COD, but was not very efficient for the elimination of ions. Nanofiltration permitted almost 90% retention of salts and ion contents. The experiment realized 0,62 L biogaz/gCOD quantity of generated biogas.

A better control of fouling was observed during the second phase due to the ceramic composition of the membrane. In contrast, a faster fouling was realized during the first phase in spite of the operative conditions.

Key Words: breweries, membrane bioreactor, nanofiltration, wastewater.

SIGLES ET ABREVIATIONS

BRM	: Bioréacteur à Membrane	
Brakina	: Brasserie du Burkina	
BRMe	: Bioréacteur à membrane à boucle externe	
BRMi	: Bioréacteur à membrane immergée	
Cm	: Charge massique	Kg (N ou DCO) /gMVS/J
Cv	: Charge volumique	Kg (N ou DCO) /L/J
DBO₅	: Demande biologique en oxygène en 5 jours	mg/L
DCO	: Demande chimique en oxygène	mg/L
EPS	: Substances polymériques extracellulaires	
HRT	: Temps de séjour hydraulique	h
J	: Flux de filtration	L/m ² /h
LMH	: Litre par mètre carré et par heure	L/m ² / h
MEB	: Microscope électronique à balayage	
MES	: Matière en suspension	g/L
MVS	: Matière volatile en suspension	g/L
NF	: Nanofiltration	
N-NH₄⁺	: Azote ammoniacal	mg/L
N-NO₂⁻	: Azote nitrique	mg/L
N-NO₃⁻	: Azote nitrate	mg/L
OI	: Osmose inverse	
OLR	: Organic loading rate	
ONEA	: Office National de l'Eau et de l'Assainissement	
PE	: Perturbateurs endocrines	
POA	: Procédés d'oxydation avancée	
P-PO₄³⁻	: Ortho-phosphate.	
Pm	: Pression membranaire	bar
SRT	: Solide Rétention Time	J
V_T	: Vitesse d'écoulement du flux d'eau	m/s

TABLE DES MATIERES

CITATION.....	i
DEDICACE	ii
REMERCIEMENTS.....	iii
RESUME	iv
ABSTRACT.....	v
SIGLES ET ABREVIATIONS.....	vi
TABLE DES MATIERES	vii
LISTES DES TABLEAUX	ix
LISTES DES FIGURES	x
INTRODUCTION	x
CHAPITRE I ETAT DE L'ART.....	3
I.1 Les eaux usées industrielles	3
I.2 Les eaux usées des industries de fabrication de boissons	4
I.3 Les différents procédés de traitement des eaux usées des industries brassicoles.....	5
I.3.1 Les traitements conventionnels.....	5
I.3.2 Les technologies membranaires appliquées aux eaux usées de brasseries et leurs performances.....	7
I.3.2.1 Les technologies membranaires	7
I.3.2.2 Le bioréacteur à membrane.....	8
I.3.2.2.a les conditions opératoires des BRM.....	8
I.3.2.2.b les différentes configurations des BRM.....	10
I.3.2.3 Les performances des technologies membranaires.....	12
I.4 Normes de rejets des eaux usées industrielles au Burkina Faso et dans la sous-région..	13
CHAPITRE II MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	15
II.1 Dispositif expérimental en laboratoire	15
II.1.1 le pilote de la campagne 1	15
II.1.2 Le pilote de la Campagne 2.....	16
II.2 Conditions opératoires	19
II.2.1 Conditions opératoires de la campagne 1.....	19
II.2.2 Conditions opératoires de la campagne 2.....	20
II.3. Techniques analytiques mises en œuvre	21
CHAPITRE III RÉSULTATS ET DISCUSSION	23
III.1. Acclimatation de la biomasse	23
III.2 Evolution de la biomasse.....	24

III.3 Performances épuratoires	27
III.4 Évolution de la PTM et étude du colmatage.....	30
III.5 Post-traitement des effluents du BRM avec la nanofiltration.....	32
III.6 Production de biogaz	35
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	37
RERENCES BIBLIOGRAPHIQUE.....	39
LISTE DES ANNEXES	I

LISTES DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques des eaux usées d'industries.....	3
Tableau 2 : Caractéristiques des eaux usées d'industries de production de boisson	4
Tableau 3 : Comparaison entre le traitement anaérobie et le traitement aérobie	11
Tableau 4 : Normes de rejets des eaux usées de quelques pays de l'Afrique de l'Ouest	14
Tableau 5 : Les caractéristiques des membranes utilisées	15
Tableau 6 : Caractéristiques de la membrane d'ultrafiltration.....	17
Tableau 7 : Conditions opératoires des deux pilotes.....	21
Tableau 8 : Efficacité du couplage BRM-NF	34

LISTES DES FIGURES

Figure 1 : Types de configuration de membrane dans un bioréacteur (a) à boucle externe (b) membrane immergée (Wisniewski et al.,2007).....	10
Figure 2 : Pilote du AnBRM utilisé pour la campagne 1	16
Figure 3 : Pilote du AnBRM utilisé pour la campagne 2	18
Figure 4 : Pilote de NF-OI	19
Figure 5 : Densité des boues lors de la campagne 2, (a) boue initiale (b) boue acclimatée	24
Figure 6 : Évolution des MES et des MVS sur les deux lignes de la campagne 1	25
Figure 7 : Évolution des MES et MVS au cours de la campagne 2	27
Figure 8 : Évolution de la DCO au cours du temps pour la campagne 1	28
Figure 9 : Évolution de la DCO au cours de la campagne 2	30
Figure 10 : Évolution de la PTM au cours de la campagne 1	31
Figure 11 : Évolution de la PTM au cours de la campagne 2	31
Figure 12 : Évolution du biogaz.....	35

INTRODUCTION

L'agriculture du XXI^e siècle est confrontée à de multiples défis : elle doit produire plus de denrées alimentaires et de fibres pour une population sans cesse croissante avec environ 9,8 milliards d'habitants en 2050 et 11,2 milliards d'habitants en 2100 (INED, 2018 ; ONU, 2018). Selon les prévisions de la FAO (2017). Les terres équipées d'un système d'irrigation devraient augmenter de quelque 32 millions d'hectares (11 %), tandis que la superficie irriguée et cultivée progresserait de 17 %. Cette expansion serait enregistrée intégralement dans les pays en développement. (UN WATER, 2017).

La pression sur les ressources hydriques renouvelables devrait demeurer forte, et pourrait même s'accroître légèrement dans plusieurs pays. La situation quant aux ressources en eau douce disponibles est similaire à celle des terres, c'est-à-dire plus que suffisante au niveau mondial, mais très inégalement répartie, avec des pénuries d'eau alarmantes dans un nombre croissant de pays ou de régions au sein des pays. L'Afrique avec plus de 1,2 milliard d'habitants soit plus de 16% de la population mondiale ne dispose que d'environ 10% des ressources en eaux renouvelables (OMS, 2017 ; Jean-Marc et al., 2006).

Un facteur atténuant pourrait être l'existence de vastes possibilités d'amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'eau (par exemple, par des incitations appropriées à utiliser moins d'eau), mais la véritable solution serait la réutilisation des eaux usées. La demande d'eau dans son ensemble augmente, la quantité d'eaux usées produites, et leur charge polluante globale est en augmentation constante dans le monde entier. Selon l'ONU (2003), 2 millions de m³ d'eaux usées sont rejetés chaque jour dans le monde, soit 730 millions m³ par an. Cependant, 80% de ces eaux usées proviennent d'activités humaines.

La station d'épuration des eaux usées (STEP) de Kossodo est une station d'épuration par lagunage à microphyte qui reçoit les eaux usées de la ville de Ouagadougou. Selon les données de l'ONEA et de précédentes études, les eaux usées de la brasserie représentent plus de 75% des eaux de cette station. Pour la fabrication de ses produits, la brasserie consomme environ 550 000 m³ d'eau par an (Koné, 2011). Avec une capacité de traitement estimée à 140 000 équivalents habitants et un volume total d'environ 180000 m³ (Rim Yegb, 2013), les eaux à la sortie de la STEP de KOSSODO sont utilisées pour l'agriculture, mais la non-élimination de certains polluants (comme le sodium) a des conséquences néfastes sur l'environnement (Sou, 2013). Ces derniers dégradent les sols et entraînent l'abandon des périmètres par les maraîchers pendant un temps assez long avant le lessivage par les eaux pluviales.

Pour l'élimination de ces types de polluants, l'utilisation des technologies membranaires semble être très efficace (Braeken et al, 2004 ; Arseto et al., 2013). Cependant, l'eau usée à traiter doit avoir une certaine qualité d'où la nécessité de mettre en aval un système de clarification. Parmi celles existantes, la plus efficace semble être le BRM pour l'abattement de la matière organique et une rétention des MES sur une membrane poreuse de séparation solide/liquide. La Nanofiltration pour sa part assurera la rétention des polluants organiques et des organismes vivants, des virus, des endotoxines et des micropolluants organométalliques, des organochlorés (François et al., 2011). Ceci permettra ainsi le respect des normes de réutilisation des eaux usées traitées en agriculture et plus particulièrement en maraîche culture.

S'il apparaît que ces technologies sont efficaces pour l'élimination des polluants organiques et minéraux des eaux usées industrielles et garantir leur possible réutilisation, il reste que les études dans le contexte sahélien sont rares ou inexistantes. Pourtant la mise en œuvre d'un BRM anaérobie sous conditions climatiques sahéliennes pourrait en plus de l'élimination de la pollution, permettre la récupération de biogaz qui peut être valorisé en énergie et injecté dans le système de l'industrie (Skouteris et.,al 2012 ; Zheng et al.,2015). C'est pourquoi ce travail se propose d'étudier le couplage d'un BRM anaérobie (pour le traitement de la pollution organique) avec une NF pour le traitement d'eaux usées de brasseries.

Il s'agira de façon spécifique de :

- Étudier l'efficacité d'un BRM couplé à nanofiltration pour le traitement d'effluents de brasserie en conditions anaérobie sous climat sahélien.
- Proposer des conditions optimales pour un traitement d'eaux usées de brasseries.

Ce présent manuscrit donne une synthèse de notre démarche et des principaux résultats obtenus. Il est construit autour de trois principaux chapitres. Le premier chapitre est consacré à une étude bibliographique. Il comporte une situation des eaux usées industrielles et les solutions techniques pouvant être utilisées pour les traiter et les valoriser. Le deuxième chapitre donne une description des différentes unités pilotes utilisées à l'échelle de laboratoire ainsi que les différents protocoles expérimentaux de caractérisation utilisés au cours de ce travail. Le troisième chapitre est consacré à l'étape de clarification avec un BRM sous différentes configurations et conditions opératoires couplé à une NF pour l'élimination des sels. Les résultats obtenus sont discutés en termes de performances des membranes au regard de leur sélectivité, mais aussi d'évolution des MES et des conditions de travail imposées. Pour clore ce rapport, des perspectives seront proposées à la suite d'une conclusion.

CHAPITRE I ETAT DE L'ART

I.1 Les eaux usées industrielles

Les eaux usées industrielles sont des rejets liquides issus d'activités humaines associées à des opérations de traitement, fabrication et manutention de la matière première. Elles peuvent être produites à l'échelle des moyennes et grandes industries. Elles proviennent du refroidissement, chauffage, extraction, ou réaction de sous-produits de lavage et contrôle de la qualité d'autres sous-produits de spécification rejetés (Feroz et al., 2012 ; Mohamed et al., 2013). La quantité et la qualité des effluents industriels dépendent du domaine industriel. Cette hétérogénéité liée à leur variation en fonction des processus, saisons et sous-produits résiduels, rend leur caractérisation encore plus complexe (Karia et al., 2006 ; Jean et al., 2007 ; Henze et al., 2008). Elles présentent souvent une large gamme de polluants chimiques : composées à l'état solide ou dissous, matières organiques et minérales, métaux, hydrocarbures, solvants, polymères, huiles, graisse, sels ... à divers niveaux de toxicité (Chen et al., 2005 ; Francesco et al 2008).

En ce qui concerne les contaminants dans les eaux usées industrielles, Christian et al. (2006) pensent qu'ils sont principalement constitués de matières organiques qui incluent des micro-organismes, de matières organiques biodégradables, de métaux, d'éléments nutritifs et de matières inorganiques. La force d'une eau usée industrielle est indiquée généralement par la charge du contaminant. Cette charge est déterminée par la concentration du majeur produit biologique, chimique ou physique contenu dans l'eau usée (Karia et Christian., 2006). Le tableau 1 précise les principales caractéristiques d'eaux usées industrielles.

Tableau 1 : Caractéristiques des eaux usées d'industries

Paramètres	Eaux usées industrielles			
	Laiterie	Abattoir	Textile	Tannerie
DCO (mg/L)	950-5000	51-307	340-380	317-1429
DBO (mg/L)	360-3200	30-220	80-100	0,1-0,2
Température (°C)		16-26		1-23
pH	5-11	7-8	10,5-11,5	0,5-6,2
Phosphore total (mg/L)	4-20	0,059-0,147	1-1,2	2-10
MES (mg/L)	90-1040	355-670	500-600	3944-4476
Références	Corthondo et al., 2004)	Driss et al., 2011	Moctar, 2005	Moulay et al., 2008

I.2 Les eaux usées des industries de fabrication de boissons

Les industries de production de boissons ont une importante valeur économique dans le secteur des industries agroalimentaires. Drissen et Vereijken (2003) ont souligné que le ratio de la bière par rapport à l'eau usée de la brasserie est compris le plus souvent entre 1,2 et 2, car la majeure partie est utilisée pour la fabrication des sous-produits et l'autre partie s'évapore. Les eaux issues des fabrications industrielles sont considérées très fortes avec une DCO comprise entre 700 mg/L et 3000 mg/L.

Le passage des eaux des réservoirs de mélange aux réservoirs compensateurs de la DCO peut passer de 2 500 à 6 500 mg/L. La conductivité électrique peut aller de 2 300 à 4 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ selon les composants, le type d'industrie et les produits qui sont fabriqués (Chmiel et al., 2003 ; Karia et Christian, 2006 ; Feroz et al., 2012). La totalité de la matière organique soluble dans les eaux usées des industries de production de boissons est de 62% et ne peut pas être enlevée par les moyens physiques ou mécaniques (Matošič et al., 2009). Les composés organiques qui les composent (les sucres, les acides gras volatiles, l'éthanol...) font des effluents d'industries de production de boisson des eaux très riche en DCO. Cependant ils ont des températures qui varient entre 25° à 38° et un pH qui peut varier de 2 à 12 en fonction des produits chimiques comme l'acide nitrique l'acide phosphorique, etc.... Utilisés lors du lavage (Goldammer, et al., 2008 ; Britto et al., 2009). Le tableau 2 donne une gamme d'industrie de production de boisson et certaines de leurs caractéristiques.

Tableau 2 : Caractéristiques des eaux usées d'industries de production de boisson

Paramètres	Industries de production de boissons			
	Brasserie	Vinerie	Jus de fruits	Boissons gazeuses
DCO (mg/L)	2000-6000	500-6000	2000-3000	1616-3434
DBO ₅ (mg/L)	1200-3600	300-3500	40-45	940-1335
Température (°)	18°-20°	18-20°	15-25°	15-20°
pH	4,5-12	3,5-11	9-12	8-12,3
Phosphore total (mg/L)	10-50	1-40		4-13
MES (mg/L)	5100-8750	10-400	250-300	
Références	Drissen et vereijken 2003 ; Parawira et al., 2005	Chouinard et al., 2009	Moustapha 2012 ; Bingboure, 1991	CETESB, 1985

I.3 Les différents procédés de traitement des eaux usées des industries brassicoles

Le traitement des effluents d'industries de production de boissons est conditionné par la destination finale de ces derniers. S'ils doivent être rejetés directement dans l'environnement, un traitement est obligatoire, mais dans le cas où elles doivent rejoindre des eaux usées municipales un prétraitement est suffisant.

I.3.1 Les traitements conventionnels

Les premières méthodes de traitement utilisées sont les méthodes physiques. Elles permettent d'éliminer les matières solides, mais ne sont pas efficaces contre les matières solubles, car ces dernières arrivent à passer à travers. A titre illustratif la sédimentation a été jugée insatisfaisante même avec addition de coagulant (Huang et al., 2009 ; Sheehan et al, 1980). Quant aux méthodes chimiques, elles sont utilisées pour altérer chimiquement les propriétés des effluents d'industries de production de boissons (Huang,et al 2009). Elles peuvent impliquer l'ajustement du pH et peuvent aussi affecter à la fois et le traitement de l'eau et l'environnement (RAO et al., 2007 ; Lom et al.,1977).

Parmi ces méthodes physico-chimiques, la coagulation-floculation a été utilisée pour l'élimination des matières colloïdales. Le coagulant permet de déstabiliser les particules et le floculant se charge de les regrouper en petits floccs ce qui pourra faciliter leur enlèvement par sédimentation ou flottation et filtration comme l'a utilisé Gregory (2006) lors de ses travaux.

À côté de ces méthodes physico-chimiques, les méthodes biologiques telles que les boues activées, le lagunage aérobie, la digestion anaérobie, l'élimination biologique des nutriments (Simate et al 2009) jouent un rôle important dans la gestion des eaux usées industrielles.

En effet, les effluents d'industries de production de boissons ayant à la fois une pollution chimique et microbienne peuvent être traités par les méthodes biologiques (Degremont, 1989 ; Braeken et al., 2004) après un traitement physique et/ou chimique. On fait passer l'effluent au traitement biologique à cause de ces avantages multiples. Cela tient au fait que dans un premier temps la digestion peut avoir lieu de façon naturelle, ensuite les taux d'abattement de la DCO et la BDO peuvent atteindre respectivement 80% et 90% et enfin elles ne demandent pas d'importants investissements (Feng et al.,2008 ; Senevirante et al.,2007). Ce sont des procédés qui peuvent être mis en place en conditions aérobie ou anaérobie. Afin d'optimiser l'efficacité du traitement, plusieurs autres méthodes ont été développées.

La filtration sur membrane

Peng et al (2009) et Holt et al (2006) pensent que la séparation à travers les pores des membranes à un intérêt tout particulier pour les ingénieurs en environnement et en chimie. En effet, les technologies de filtration sont considérées partie intégrante du traitement des eaux usées et de boissons (Gupta et al 2009). Cependant, il existe 4 catégories de filtration sur membrane en fonction de la taille des pores : la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'hyper filtration ou osmose inverse (Gregory et al 2006).

Braeken et al., (2004) ont utilisé une membrane de nanofiltration pour traiter des eaux usées de brasseries et ont obtenu un taux d'abattement de la DCO de l'ordre de 96%. Madaeni et al. (2006) pour leur part ont obtenu un taux d'abattement de 100% lors de l'étude de sur des effluents de brasseries par osmose inverse.

Les méthodes électrochimiques

La méthode électrochimique de traitement des eaux usées était développée pour le traitement des eaux d'égout produit par les bateaux (Bockris et al., 1977). Par la suite, elle s'était élargie pour traiter les eaux usées industrielles qui sont riches en matières organiques (Barrera-Díaz, et al., 2009).

Vijayaraghavan et al (2006) a développé une nouvelle méthode électrochimique de traitement des eaux usées de brasserie basée sur la génération in situ d'hypochlorure d'acide. L'acide hypochlorhydrique produit sert comme oxydant dans l'élimination des composés organiques présents dans l'effluent de brasserie. Cette méthode était appliquée à un effluent de brasserie avec une charge en DCO de 2470 mg/L ramenée à 64mg/L soit un abattement de 97%.

Les cellules microbiennes combustibles

Les cellules microbiennes combustibles sont une combinaison de systèmes ayant les caractéristiques anaérobie et aérobie. Le traitement anaérobie se fait par les bactéries contenues dans la solution près de l'anode, la cathode est exposée à l'oxygène (ou un accepteur d'électron chimique alternatif). Les électrons produits par l'oxydation bactérienne de la matière organique sont transférés à la cathode à travers le circuit externe où ils se combinent avec l'oxygène pour former de l'eau.

Wen et al. (2010) et Fehg et al. (2009) ont obtenu des taux d'élimination de 87% et 89% pour des effluents de brasseries chargés respectivement de 250 et 418 mg/L en DCO à des températures de 20° et 30°. Lors d'un traitement pour la réutilisation des eaux usées, la DCO reste le paramètre le plus important à mesurer (Ince et al., 2000 ; Braeken et al., 2004).

Elle nous permet d'avoir la quantité de matière organique dans l'effluent qui est composée d'une partie biodégradable et d'une autre partie non biodégradable (qui est dans certains cas plus significative) (Madaeni et al., 2006 ; Ince et al., 2000). L'élimination de cette matière organique varie en fonction de la présence ou non d'oxygène.

I.3.2 Les technologies membranaires appliquées aux eaux usées de brasseries et leurs performances

I.3.2.1 Les technologies membranaires

À ce jour, seule une partie des techniques membranaires a atteint un succès commercial (Microfiltration (MF), Ultrafiltration (UF), Osmose Inverse (OI), Electrodialyse (ED)) tandis que d'autres, très prometteuses, sont encore en développement (Nanofiltration (NF), Pervaporation, Distillation et Évaporation membranaire (DM et EM)).

Cependant, leur utilisation sur des effluents de brasseries n'a pas été vulgarisée, néanmoins on note quelques applications intéressantes.

La nanofiltration (NF) est le dernier développement des applications des membranes. Elle se situe entre l'osmose inverse (OI) et l'ultrafiltration (UF). En dehors de la production d'eau potable, on utilise la nanofiltration dans l'industrie agroalimentaire et la séparation de molécules (Berland J.M. et C. Juery (2002).

Breaken et al., (2004) ont utilisé une nanofiltration pour un traitement d'effluent brassicole et ont eu un taux d'abattement respectif pour le DCO, le Na et Cl de 100% 55% et 70%. Il faut noter que les eaux usées des réservoirs de la bière et du rinçage ne sont pas convenables pour un traitement à NF ce qui nécessite un prétraitement. (Simate et al.,2009). La NF est un procédé très efficace pour le traitement des effluents de brasseries sa seule limite est le colmatage. Ce colmatage peut être réduit voir évité avec la mise en place d'un système de coagulation-floculation en amont (Sawadogo et al., 2017).

Nous avons aussi l'osmose inverse qui est une technique de séparation par membrane dont la force motrice est un gradient de pression. Cornelissen, et al (2002) ont travaillé sur des effluents de brasseries de DCO allant de 1500 à 3000mg/l et après traitement ont eu 30% d'élimination et une rétention complète des matières en suspension.

L'électrodialyse quant à elle, est un procédé de séparation basé sur le déplacement des ions en solution sous l'influence d'un champ électrique (Arseto et al.,2013 ; Spiegler et al., 1966). Cette opération fondamentale a fait l'objet de nombreuses études dans le cas des eaux salées.

Les divers procédés d'électrodialyse dépendent des possibilités offertes par les membranes artificielles. Habituellement, on utilise des membranes à perméabilité sélective. Le chlore a été éliminé à 86,7% lors de l'étude de Mondor et al (2009) sur des eaux usées industrielles.

I.3.2.2 Le bioréacteur à membrane

Les BRM peuvent fonctionner en aérobie (présence d'oxygène) ou en anaérobie (absence d'oxygène) et tous les deux sont utilisés à la fois pour le traitement des eaux usées municipales et industrielles. C'est un procédé hybride qui combine un traitement biologique et physique avec séparation solide/liquide sur une membrane de filtration (Tay et al., 2007 ; Wef, 2011 ; Ueda et al., 1999).

Au cours de ces dernières décennies, le bioréacteur à membrane a émergé sur les procédés de boues activées comme une technologie de traitement des eaux usées de choix.

En effet le BRM est l'une des plus importantes innovations en matière de traitement d'eaux usées à cause des avantages qu'il offre. Nous avons entre autres une clarification de l'eau traitée, une séparation solide/liquide, un HRT court, un SRT long, possibilité d'avoir simultanément nitrification /dénitrification, une rétention de MES par la membrane, une faible production de boue avec une grande réduction de l'espace d'implantation (Le-clech et al., 2006 ; Lin et al., 2012 ; Mutamim et al 2013 ; Shin et Kang, 2003).

Néanmoins, les BRMs présentent quelques contraintes qui sont les exigences opératoires : les besoins accrus de maintenance, les coûts de fonctionnement et surtout le colmatage de la membrane (Chang et Kim, 2005 ; Metcalf et Eddy 2014).

I.3.2.2.a les conditions opératoires des BRM

Pour son opération, un BRM nécessite plusieurs conditions. Le pH est l'expression de l'acidité ou la basicité d'une solution, pour un traitement efficace avec un BRM la gamme de pH doit être comprise entre 7 et 7,2. Néanmoins, une dégradation moyenne peut avoir lieu à pH variant entre 6,6 et 7,6 (Zhidong et al., 2008 ; Abdelgadir et al., 2013).

Les bactéries qui dégradent la matière organique sont classées en différentes catégories selon le degré de température qu'elles peuvent supporter : les organismes psychrophiles (15° et 30°), les organismes mésophiles (30° et 40°) et les organismes thermophiles (40°-50°). (Seib et al., 2016 ; Tchobanoglous et al., 2003). Gao et al (2011) ont montré que la diversité microbienne peut être affectée par la température.

Parallèlement les études de Antoine et al. (2013) ont permis de conclure sur une diminution d'environ 30 à 50% de la production de biogaz à une variation de la température de 35° à 20° lors d'un traitement avec un bioréacteur à membrane anaérobie.

Deux autres conditions opératoires très importantes sont la SRT et le HRT. Le HRT ou temps de séjour hydraulique est le temps mesuré d'un composé soluble de son entrée dans le BRM jusqu'à sa sortie. C'est le rapport du volume du réacteur sur le débit du perméat. Il est le plus souvent exprimé en heure (Hang et al.,2010 ; Lin et al 2012). Cependant il est plus important dans le traitement des eaux usées industrielles avec un AnBRM allant de 2 à 20 jours contre 4 à 8h environ pour les eaux municipales (Skouteris et.,al 2012 ; Liao et al.,2006). La diminution de la HRT entrainera une augmentation dans le réacteur de la DCO, des EPS et du colmatage (Huang et al.,2008 ; Monica et al.,2011 ; Clech et al.,2006).

Quant à l'âge des boues (SRT), c'est le temps de séjour des micro-organismes dans le réacteur. Il correspond au rapport du volume du réacteur sur le volume de boues purgées. Le raccourcir en purgeant plus de boues revient à diminuer la population bactérienne. Pour un processus stable, la croissance cellulaire doit au moins compenser l'élimination des cellules. Dans un traitement avec un AnBRM il peut aller de 18 jours à 1an (skouretis et al.,2012 ; Suzanne 2013). Appels et al (2008) dans leurs études ont montré qu'un SRT inférieur à 8 jours perturbe la stabilité de la digestion, car elle augmente la concentration des acides gras volatils dans le recteur ce qui inhibe la dégradation des lipides.

Le colmatage peut être défini comme l'ensemble des phénomènes qui interviennent dans la modification des propriétés filtrantes d'une membrane. Il se traduit par une diminution du flux de perméat pour une filtration à pression constante ou une augmentation de la pression transmembranaire lors d'une filtration à flux de perméat constant (Shang et al.,2009 ; Kang et al.,2002 ; Choo et al.,1996). Il s'agit de phénomènes physiques, chimiques et biologiques se produisant à l'interface membrane/milieu biologique. Il peut être de nature inorganique (dépôt de particules, de CaCO₃, de précipité de sels...) et/ou organique (Biofilm, EPS,...) (Liao et al., 2006 ; Rabiller-Baudry, 2009). Abdelmoumni et al. (1997) dans leurs études ont utilisés des membranes inorganiques tubulaires avec une taille des pores de 0,14µm à températures thermophiles et mésophiles, ils ont conclu que le colmatage était responsable de la diminution du flux et que la membrane est colmatée plus vite à températures mésophiles qu'à températures thermophiles. Plus la taille des pores est grande plus le colmatage est rapide (Ho et Sung.,2009 ; Kang et al.,2002 ; Le-clech et al.,2001).

Il faut noter cependant que la nature de la membrane et sa configuration peuvent varier en fonction des BRMs.

I.3.2.2.b les différentes configurations des BRM

Nous avons les membranes organiques et les membranes inorganiques. Pour la configuration de la membrane, elle peut être immergée ou submergée comme l'illustre la figure ci-dessus.

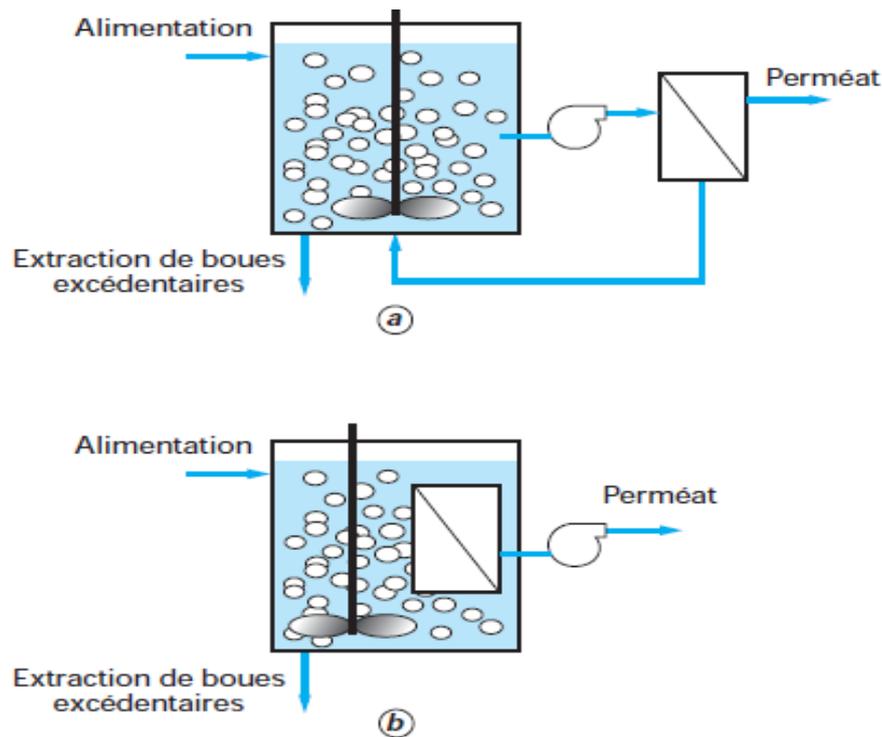


Figure 1 : Types de configuration de membrane dans un bioréacteur (a) à boucle externe (b) membrane immergée (*Wisniewski et al., 2007*)

La configuration du BRM en aérobie ou en anaérobie dépend de plusieurs paramètres. La mise en place d'un BRM aérobie implique un investissement supplémentaire par rapport au AnBRM à cause de l'aération en continu. Lors d'un fonctionnement d'un BRM aérobie, nous avons 50% de production de chaleur et 50% de production de boue contre 90% de méthane et 10% de boue dans les AnBRM (*Seneviratne et al., 2007*). Cependant dans les AnBRM, le colmatage est plus important ce qui oblige un rétrolavage continu de la membrane. Le tableau 3 nous donne quelques paramètres lors d'un traitement aérobie et anaérobie par un BRM.

Tableau 3 : Comparaison entre le traitement anaérobie et le traitement aérobie

Paramètres	Aérobie	Anaérobie	Références
SRT	20 à 80 jours	18 jours à 1 an	Skouteris et al., 2012 ; Appels et al., 2008 ; Cirja et al ., 2007 ; Meng et al., 2009
HRT	4 heures à 3 jours	2 heures à 20 jours	Hang et al., 2010 ; Skouteris et al., 2012 ; Lin et al., 2012, Liao et al., 2006
Température (°C)	15 à 35	35 à 56	Gao et al, 2010 ; Skouretis et al, 2012 ; Mounguoue Djanni, 2016
Taux d'élimination DCO (%)	≥ 99	96 à 99	Skouteris et al., 2012, Villain et al.,2012
Taux d'élimination MES (%)	≥ 99	≥ 99	Saddoud et al., 2007 ; Kocadagistan et Topcu, 2007
Concentration DCO (mg/L)	160-10500	160-18000	Van et al., 2008 ; Yang et al., 2006
Production de biogaz	-	0,28 à 0,53 m ³ CH ₄ /kg DCO	Chang, 2014 ; Chen et al., 2016 ; Torres et al., 2011
Flux (LMH)	10 à 150	10 à 40	Vogelpohl et al., 2003 ; Norddahl et al., 2000 ; Judd et al.,2010
Consommation d'énergie	Élevé	Faible	Driessen et al., 2003
Production d'énergie	Non	Oui	Yuan et al., 2008 ; Meng et al., 2009
Abattement de nutriments (N/P)	Élevé	Faible	Driessen et al., 2003
Production de boue	Élevé	Faible	Mutamim et al, 2013
Occupation d'espace	Élevé	Faible	Sutton et al., 2006
Opération	Difficile	Facile	Le-clech et al., 2006 ; Lin et al., 2012

I.3.2.3 Les performances des technologies membranaires

En général, les taux d'abattement de la pollution de type organique dans les eaux usées sont très intéressants. Le BRM est très robuste aux variations inopinées de charges et pourrait fonctionner à charges volumiques et organiques importantes. Torres et al (2011) ont eu un abattement de 99% de la DCO et 100% des matières organiques à une température de 30° et un pH de 6.9 lors du traitement des eaux usées de brasserie avec un BRM anaérobie en utilisant une membrane à céramique de 0.2 µm.

Kubota Corporation a développé un SANMBR system appelé "KSAMBR" ce processus était utilisé avec succès dans beaucoup de traitement des eaux usées de brasserie. (Kanai et al 2010). La pollution n'est pas seulement organique. D'autre part, les BRM peuvent être employés pour éliminer l'azote (N-NH₄ et N-NTK) et le phosphore (P-PO₄ et PT). Il est alors possible d'utiliser le débit de recirculation du bassin membranaire (300 % à 400 %) pour renvoyer en tête les nitrates produits pendant la phase aérobie.

Des taux d'élimination de Pt et N-NH₄ allant jusqu'à 97 % et 99 % peuvent être respectivement obtenus, dépendamment des conditions opératoires et du type d'effluent traité. Barrios-Martinez et al. (2006) en appliquant un procédé de BRM (membrane de type inorganique) à une solution synthétique, obtiennent une élimination de 93 % de N-NH₄ et un retrait de 90 % de P-PO₄ en appliquant un HRT de cinq heures, un SRT de sept jours et une concentration de MES de 10 g/L. Pellegrin et al., (2002) ont pour leur part, étudié la possibilité d'éliminer l'azote ammoniacal et l'azote total des eaux usées de type municipal en utilisant un BRM (membrane a fibres creuses, seuil de coupure 200 kDa) fonctionnant avec un HRT de six heures, un SRT de 25 jours et une concentration en MES de 11 g/L. Ils obtiennent un abattement de 95 % de N-NH₄ et de 80 % de N-NTK. Les taux d'abattement de N-NH₄ enregistrés par Barrios-Martinez et al. (2006) et Pellegrin et al. (2002) sont quasiment identiques.

En plus des polluants organiques et inorganiques, l'application du BRM permet une élimination efficace des indicateurs pathogènes (coliformes totaux et fécaux), des virus et des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA). Comeau (2006) en appliquant le BRM (membrane a fibres creuses, diamètre des pores de 0,04 µm) à un effluent de lisier de porc a obtenu une élimination totale des coliformes fécaux (100 % d'abattement) en imposant un HRT de 9 heures. Une éradication totale de virus MS-2 (bactériophage) et de BHA a été enregistrée par Cicek et al. (1998) lors du traitement d'une eau usée industrielle à l'aide d'un BRM (membrane céramique, seuil de coupure a 300 kDa) fonctionnant avec un HRT de 6 heures. L'efficacité désinfectante des BRM est en grande partie liée à la taille des pores.

La taille des pores n'étant jamais uniforme, il faut choisir une membrane avec un écart suffisant par rapport aux plus petits micro-organismes que l'on veut retenir. Cependant, le colmatage réduit le seuil de coupure de 0,4 µm, présentent un abattement bactériologique total. S'ils échappent, pour la plupart, au traitement classique des eaux usées, les perturbateurs endocrines peuvent être éliminés avec des performances pouvant aller jusqu'à 90% par les techniques de filtration membranaires telles que la nanofiltration et l'osmose inverse, dépendamment du type de PE (Chang et al., 2009).

Les performances de ces techniques membranaires sont tributaires des propriétés physicochimiques des PE, de leur taille moléculaire, de leur solubilité dans l'eau et de leurs propriétés électrostatiques (Liu et al., 2009).

I.4 Normes de rejets des eaux usées industrielles au Burkina Faso et dans la sous-région

Ces normes sont établies pour protéger les milieux récepteurs et les différentes populations (animales et végétales). Même si elles diffèrent légèrement d'un pays à un autre ces dernières s'appliquent à l'ensemble des eaux usées dont le déversement dans les milieux récepteurs est de nature à avoir une incidence grave sur la santé publique et l'environnement par la pollution des eaux de surface et souterraines, du sol ou de l'air et la modification de leurs composantes physico-chimiques ou biologiques.

La majorité de ces normes sont soit des décrets présidentiels ou des arrêtés ministériels, ce qui implique des sanctions en cas de non-respect. Le tableau 4 fournit des informations sur les normes de rejet de quelques pays de la sous-région (Afrique de l'Ouest).

Tableau 4 : Normes de rejets des eaux usées de quelques pays de l’Afrique de l’Ouest

Paramètres	Burkina Faso	Niger	Benin	Guinée	Mali	Sénégal	Côte-d’Ivoire
DCO (mg/L)	150	100	125	125	120	100	100
DBO ₅ (mg/L)	40	50	30	30	60	40	50
Température (°C)	40	40	35	35	40	35	40
pH	6,5-9	6-9,5	6-9	5,5-9,5	5-10	5,5-9,5	5,5-9,5
Phosphore total (mg/L)	70% éliminé	10	10	10	10	10	10
MES (mg/L)	150	50	35	35	100	50	50
Nitrates (mg/L)	50	50	50	50	30	50	50
Nitrites (mg/L)	3	3	3	3	0.6	3	3
Sodium (mg/L)	300	300	300	200	200	300	200
Azote total (mg/L)	30	30	30	30	30	30	30
Sulfate (mg/L)	500	250	500	500	1500	500	500
Références	Décret N°20151205, 2015 ; OMS 1993)	Arrêté n° 140/MSP/ LCE/DGS P/DS/DH 2004)	Décret N° 2001-109, 2001)	Alassane Bah, 2013 ; UE 1993	Moussa et al., 2005 ; UE 1993	Décret n° 2001- 282, 200 1 ; OMS 1993	UE 1998 ; ARRÊTÉ N° 01164 2008

CHAPITRE II MATÉRIELS ET MÉTHODES

II.1 Dispositif expérimental en laboratoire

Nous avons effectué deux campagnes de suivi dans deux laboratoires différents. La première campagne s'est déroulée à l'Institut Européen des Membranes (IEM) de l'Université de Montpellier. Elle a concerné le traitement d'eaux usées synthétiques de brasserie avec un pilote de BRM avec une membrane plane immergée. Pour la deuxième campagne qui a eu lieu à l'Institut 2iE, nous avons utilisé un pilote de BRM avec une membrane externe en céramique.

II.1.1 le pilote de la campagne 1

Le bioréacteur utilisé pour cette première campagne est composé de deux lignes identiques. Chaque ligne est composée d'une cuve d'alimentation C1, 2 cuves anaérobies (C2 et C3) de 12 litres chacune et un compartiment (C4) membranaire de 6 litres dans lequel la membrane est immergée.

Le substrat est apporté en continu par une pompe volumétrique P1 à partir de la cuve d'alimentation (C1) de 10 litres. Une dilution de ce substrat est faite à l'eau du robinet avec une vanne commandée par un capteur de niveau se trouvant dans le compartiment membranaire.

La membrane qui permet la séparation de l'effluent traité et de la biomasse épuratrice est une membrane en polyéther sulfone (PES) immergée dans le compartiment membranaire.

La boucle de recirculation de la liqueur mixte est assurée par deux pompes péristaltiques (P2 et P3). Cette filtration se fait par suçon grâce à une pompe péristaltique P4 à partir de laquelle il est possible de réguler le flux de perméat le long de la membrane. Le perméat est recueilli dans une cuve de 10 litres (cuve 5). Les caractéristiques des membranes utilisées sont consignées dans le tableau 5.

Tableau 5 : Les caractéristiques des membranes utilisées

Paramètres	Caractéristiques
Type	Plane
Matériel membranaire	Polyéther sulfone (PES)
Épaisseur (mm)	2
Diamètre des pores (μm)	0,04
Surface filtrante (m^2)	0,34

Un ordinateur permet le pilotage automatique du AnBRM grâce à un logiciel et enregistre à des fréquences bien définies la pression transmembranaire et le niveau de boue dans chaque cuve. Le suivi du pH , de la température et du potentiel redox est effectué grâce à des sondes. Étant donné que nous travaillons sous conditions climatiques sahéliennes, un système de régulation de la température permet de maintenir la température à 35°. La figure 2 offre un aperçu du pilote utilisé.



Figure 2 : Pilote du AnBRM utilisé pour la campagne 1

II.1.2 Le pilote de la Campagne 2

Le BRM utilisé à une configuration avec membrane externe et une configuration avec membrane immergée. Il est constitué d'une partie réactionnelle (bioréacteur) et une deuxième partie de séparation liquide/solide (module membranaire).

Le bioréacteur est muni d'un bassin anaérobie de 20 litres. Pour maintenir constant le volume du liquide au sein du réacteur, 2 capteurs de niveau (à tige) régulent le débit d'alimentation entre un niveau haut et un niveau bas dans la cuve. Une pompe péristaltique asservie à ses niveaux alimente le pilote en eaux résiduaires à partir d'une cuve commune et apporte en continu, un substrat d'appoint.

Dans le réacteur, toutes les 20 secondes (fréquence d'échantillonnage réglable) simultanément est enregistré la pression transmembranaire, le pH, la température, la concentration en oxygène dissous, le potentiel redox sur un ordinateur grâce à un logiciel.

La membrane permettant la séparation de l'effluent traité et de la biomasse épuratrice est placée à l'extérieur du bioréacteur. La boucle de recirculation de la liqueur mixte est assurée par une pompe volumétrique. Ce pilote permet de fonctionner en filtration tangentielle.

La filtration de la suspension se réalise de l'intérieur de la membrane vers l'extérieur. Les caractéristiques de la membrane sont répertoriées dans le tableau 6.

Tableau 6 : Caractéristiques de la membrane d'ultrafiltration

Caractéristiques	
Matériau membranaire	Céramique
Module	Tubulaire type P10
Surface filtrante	0,45 m ²
Seuil de coupure	15 kD / entre 10 et 20 nm
Fournisseur	Pall Exekia
Longueur de membrane	1178 cm
Diamètre des canaux	6 mm

Une pompe de recirculation assure le réglage de la vitesse tangentielle le long de la membrane. Une vanne de contre-pression placée en sortie du carter membranaire dans le circuit de recirculation permet au besoin d'augmenter la pression à l'intérieur de la membrane. Afin de suivre les performances du réacteur et son contrôle par rapport au colmatage, on enregistre la pression transmembranaire. Fonctionnant à flux constant une augmentation du colmatage est associée à une augmentation de la pression transmembranaire.

La pression est mesurée par le biais des capteurs de pression et des manomètres placés à la sortie de la pompe de recirculation juste avant l'entrée du module membranaire, à la sortie du module membranaire et dans le circuit recueillant le perméat.

En fonction de la mesure de la température du réacteur anaérobie, un fluide de refroidissement peut être injecté dans la double enveloppe de l'échangeur de chaleur du circuit du retentât (recyclage). Ce fluide de refroidissement est préparé dans un groupe de refroidissement indépendant. Le nettoyage de la membrane est effectué par des solutions de soude, de chlore et d'acide nitrique. Une solution de soude à 2% massique, de chlore actif de 400 ppm et d'acide nitrique 1N est préparée. Les solutions de nettoyage sont introduites dans le bac de lavage et envoyées dans la membrane, puis rincées avec de l'eau préfiltrée. Le pilote utilisé est présenté en image à la figure 3.

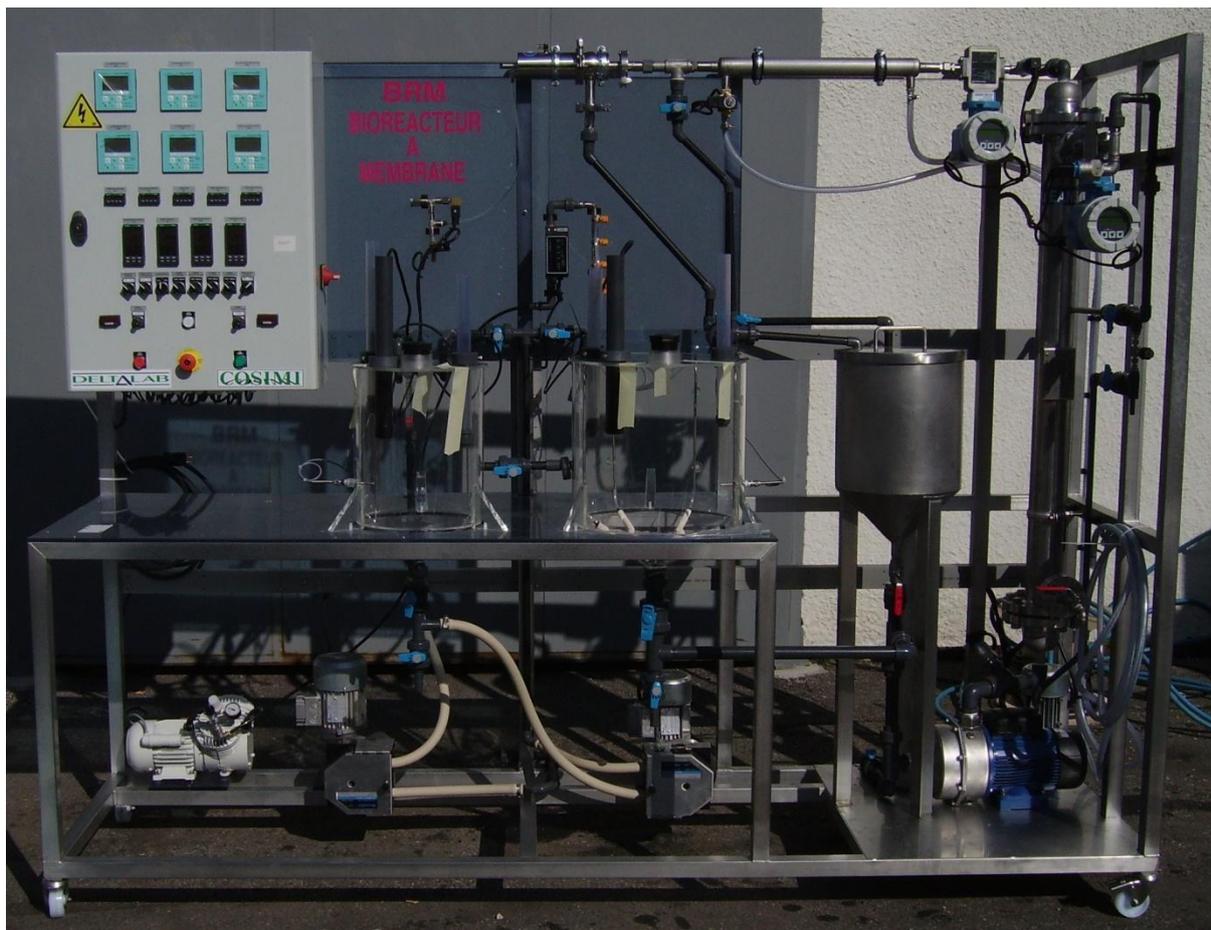


Figure 3 : Pilote du AnBRM utilisé pour la campagne 2

✚ Le pilote de NF

Une pompe centrifugeuse multicellulaire haute pression (16 bars à 800 L/h) alimente un circuit comprenant la membrane de nanofiltration.

Ce circuit se compose d'une alimentation, d'un rejet et d'un perméat. Le bac contenant la solution à traiter est de capacité 100 L, le bac de récupération à une capacité de 20 L.

Le résultat du traitement est apprécié au moyen de deux sondes de conductivité placées sur le circuit de perméat et dans la cuve d'alimentation. Les afficheurs associés aux sondes permettent de travailler en compensation de température si souhaitée. Deux capteurs de pression 0-16 bars sont situés en amont et en aval des membranes.

Différents jeux de vannes permettent de faire varier les conditions hydrauliques autour des cartouches (Figure 4).

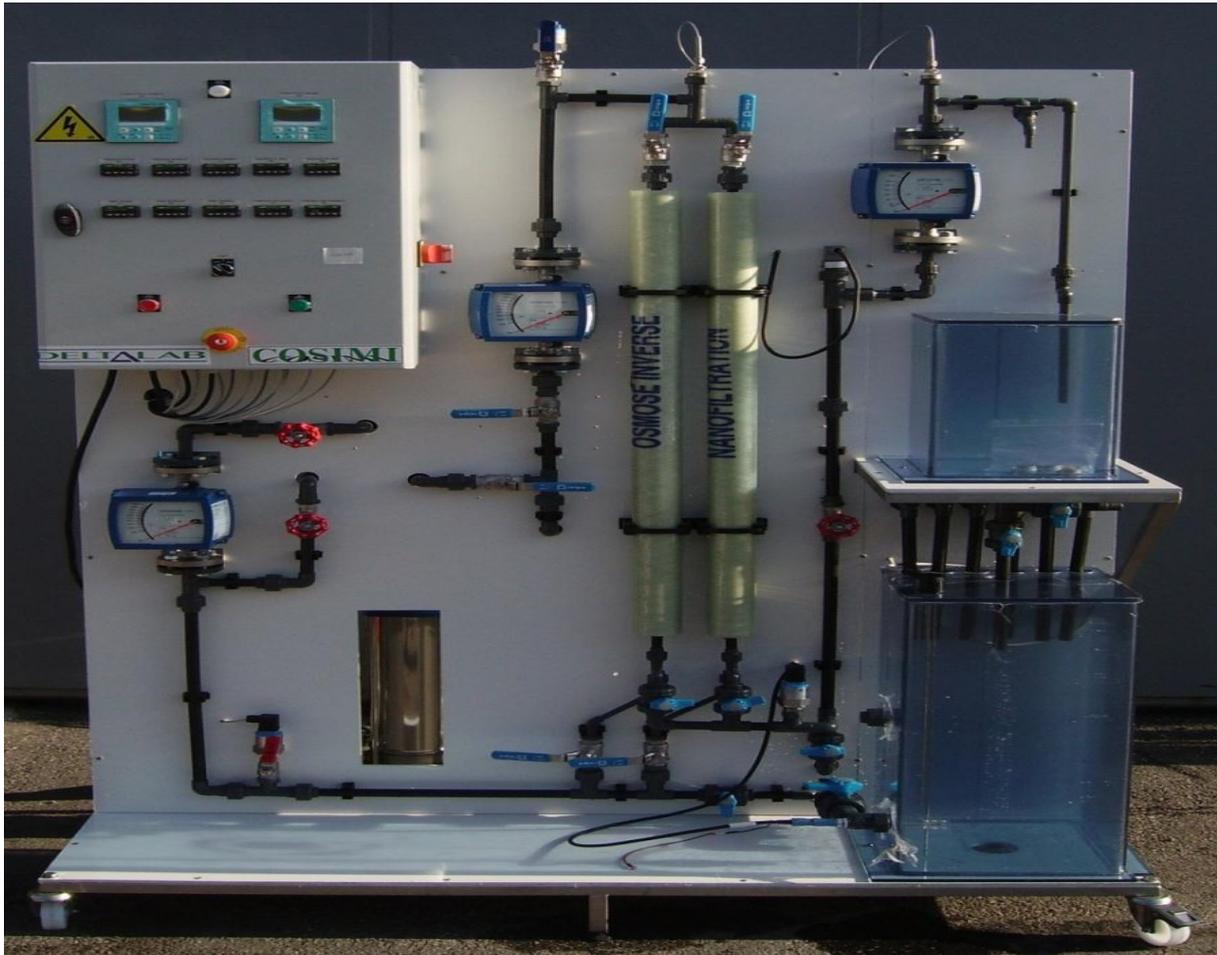


Figure 4 : Pilote de NF-OI

II.2 Conditions opératoires

Les pilotes de bioréacteur ont fonctionné en deux périodes différentes (campagnes) avec des conditions opératoires différentes, une membrane organique pour la campagne1 et une membrane en céramique pour la campagne2.

II.2.1 Conditions opératoires de la campagne 1

Les boues ayant servies à l'inoculation du BRM proviennent d'un bio digesteur de la station de Maera (Montpellier-France). Elle reçoit les eaux usées de 18 communes de Montpellier Méditerranée Métropole, soit l'équivalent d'environ 470000 habitants. Le pilote a été alimenté de façon continue avec un effluent synthétique simple et entièrement biodégradable inspiré de Chen et al., (2016) et Scampini, (2010). Cette recette est composée de sels de chlorure d'ammonium (NH_4Cl) comme source d'azote et de l'acétate de sodium tri hydraté ($\text{CH}_3\text{COONa}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$) comme source de carbone organique (DCO).

Le dihydrogenophosphate de potassium (KH_2PO_4), et l'hydrogenophosphate de potassium (K_2HPO_4) ont été ajoutés pour maintenir un pH neutre. Le rapport DCO/N/P est réglé à 100/5/1 pour une meilleure croissance des bactéries (Winkler et al., 2012).

La dilution à l'aide de l'eau du robinet servira comme source de carbone pour les bactéries autotrophes. Pour avoir la charge volumique en DCO conforme à celle d'un effluent de brasserie, le pilote a été alimenté avec une charge volumique de 0.9 gDCO/l/j, car nous avons fixé une concentration de DCO à l'entrée de 1400mg/l. Cette charge a été calculée à partir de la concentration en DCO (acétate de sodium), du débit de perméat et du volume du réacteur.

$$CV \text{ (gDCO/L/j)} = \frac{[\text{DCO(mg/L)}] * Q \text{ (L/H)}}{V \text{ réacteur (L)}} \text{ (eq.1)}$$

II.2.2 Conditions opératoires de la campagne 2

Nous avons utilisé les boues du bassin anaérobie de la station de Kossodo. C'est une station de lagunage à microphytes avec une capacité de traitement estimée à 140000 équivalents habitants et un volume total d'environ 180000 m³ (Rim Yegb, 2013). Elle est composée de 2 bassins anaérobies, 2 bassins facultatifs et 3 bassins de maturation. Plus de 70% des eaux qui arrivent à cette station sont les eaux usées de la brasserie ce qui justifie notre choix. L'acclimatation a duré environ 10 jours et la campagne 123 jours sans arrêt. La solution d'alimentation étant l'effluent réel de la brasserie nous avons effectué des prélèvements au niveau de la station de prétraitement de la brasserie à une fréquence de 3 fois par semaine afin d'assurer une alimentation en continu.

En ce qui concerne le pilote de NF le perméat du BRM est récupéré et ensuite introduit dans la cuve d'alimentation afin d'éliminer les sels organiques et inorganiques. Le pilote de NF n'a pas nécessité des conditions opératoires particulières : la température a été fixée 30°, le pH à 7 et la pression à 10 bars.

Les conditions opératoires des deux pilotes sont consignées dans le tableau 7

Tableau 7 : Conditions opératoires des deux pilotes

Conditions opératoires			
Paramètres	Campagne 1		Campagne 2
	Ligne 1	Ligne 2	
MES (g/L)	23	23	9
MVS (g/L)	15	15	6
Ratio MVS/MES	65	65	67
SRT (J)	30	60	30
HRT (J)	1,5	1,5	1,5
Température (°C)	35	35	30-44
pH	6,5-7,5	6,5-7,5	6,2-7,8
Durée de fonctionnement (J)	56	56	123
Flux (LMH)	2,45	2,45	1,24
Cv (g DCO/L/J)	0,93	0,93	0,8-5,7

II.3. Techniques analytiques mises en œuvre

Pour les besoins de l'étude, plusieurs paramètres ont été suivis. La définition des paramètres est fonction de leur pertinence dans l'analyse de l'évolution de la biomasse dans les réacteurs et de l'examen de l'efficacité du traitement. Pour l'ensemble des conditions opératoires testées, les prélèvements au niveau des pilotes ont été régulièrement opérés à une fréquence d'un prélèvement tous les deux jours. Les échantillons obtenus ont été soumis à des analyses dont les caractéristiques sont précisées dans cette partie.

Les analyses physicochimiques ont concerné les matières en suspension (MES), les matières volatiles sèches (MVS), la demande chimique en oxygène (DCO), la turbidité, les formes azotées, le phosphore total et les ions. La pression transmembranaire (PTM), la température, le potentiel redox, la conductivité électrique et le pH ont été suivis en continu grâce à des capteurs et au logiciel de pilotage.

II.3.1 Les MES et MVS

L'évolution des MVS renseigne sur la matière organique biologique dans le réacteur. Elle est complétée par les MES qui représentent aussi bien la partie organique que la partie minérale. La détermination des MES et des MVS s'est faite conformément aux normes respectivement AFNOR NFT 90-105 et AFNOR NFT 90-029 pour les MVS.

Plus en détail cela consiste à filtrer un volume (V) d'échantillon sur papier filtre Whatman GF/CTM de 1.2 µm de diamètre. L'ensemble avec les masses retenues est placé à l'étuve à 105° pendant deux heures. Ensuite le filtre et le dépôt sont remis à température ambiante dans un dessiccateur et pesés sur une balance donnant ainsi une masse m₁. La concentration de MES est alors déterminée par l'équation 1 où m₀ est la masse à vide du filtre.

$$MES = \frac{m_1 - m_0}{V} \quad (\text{eq. 2})$$

Pour la détermination des MVS le filtre et les matières sèches sont remis au four à 550° pour deux heures. La matière organique est dans ce cas dégradée. Une fois à température ambiante le filtre est pesé et l'on obtient ainsi la masse m₂. La concentration des MVS est donnée par l'équation 2.

$$MVS = \frac{m_1 - m_2}{V} \quad (\text{eq.3})$$

II.3.2 La Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène a été mesurée sur un spectromètre Hach DR/3900 à l'aide des kits de DCO (LCK 514). Cette méthode est conforme à la norme AFNOR NFT 90-101. Elle consiste à soumettre l'échantillon à des conditions d'oxydation sévères. Pour cela, un volume d'échantillon est introduit dans une cuve contenant du dichromate de potassium et de l'acide sulfurique. L'ensemble est mis à chauffer dans un réacteur à 150°C pendant 2 heures. Après refroidissement, l'absorbance lue au spectrophotomètre permet d'obtenir la DCO. La Demande chimique en oxygène équivaut à la quantité de bichromate de potassium (K₂Cr₂O₇) consommée par l'oxydation des composés organiques.

II.3.3 Détermination des concentrations des ions

Pour l'évaluation de la capacité des systèmes à retenir la pollution minérale, la concentration des principaux ions a été déterminée à chaque étape du processus. La concentration des ions nitrates, nitrites, ammonium, orthophosphates et fluorures a été déterminée avec des réactifs Hach à l'aide d'un spectrophotomètre Hach DR 3900. La concentration des ions calcium, magnésium et chlorures est obtenue par volumétrie. Le sodium et le potassium ont été obtenus par spectrométrie d'émission de flamme. Quant au biogaz il a été capté à l'aide d'une cloche et mesuré grâce à un débitmètre à gaz.

CHAPITRE III RÉSULTATS ET DISCUSSION

Ce chapitre est consacré à la présentation des résultats obtenus et une discussion avec les constatations de la littérature. Il s'agit entre autres de l'acclimatation et l'évolution de la biomasse, des performances opératoires, l'évolution de la filtration au cours de l'étude et la production de biogaz. Il est important de noter que lors de la campagne 2 nous avons effectué une alimentation par bêche entre le 1^{er} et le 64-eme jour. Le substrat est apporté en vrac à différents volumes jusqu'à atteindre le volume d'alimentation fixé par jour. L'alimentation en continu a débuté à partir du 66ème jour jusqu'à l'arrêt du pilote le 123ème jour.

III.1. Acclimatation de la biomasse

L'acclimatation est le fait pour un organisme vivant de s'adapter à un changement durable de son environnement. Elle peut être courte ou plus ou moins longue (Alvarado-Lassman et al., 2008). C'est la première étape d'un traitement biologique. Lors de la campagne 1, nous avons utilisé des boues provenant d'un biodigester anaérobie (Maera, Montpellier-France). Ces boues proviennent d'une station de traitement de boues de vidange et n'ont donc a priori aucune accoutance avec des eaux usées industrielles. L'évolution de la biomasse a donc été lente et a par conséquent occasionné l'utilisation d'un substrat d'acclimatation durant une grande partie du temps d'opération du pilote. L'utilisation de la solution synthétique ne s'est faite que lorsque l'accroissement de la biomasse épuratrice a été jugé suffisant pour la prise en charge de la pollution.

Le pilote de la campagne 2 a été inoculé avec des boues de la STEP de Kossodo. Les eaux usées qui arrivent à cette station sont constituées majoritairement d'eaux usées de la brasserie. Ces boues ont montré une très bonne activité biologique en 123 jours de fonctionnement sans interruption. La période d'acclimatation n'a duré que 10 jours et la biomasse s'est montrée très active avec une croissance remarquable et une bonne habilité à traiter l'effluent. Initialement dispersées, nous remarquons une floculation des bactéries autour de la matière organique après les 10 premiers jours. Ceci est la conséquence directe d'une production d'exo polysaccharides (EPS) et une augmentation de la concentration des MES. (figure 5).

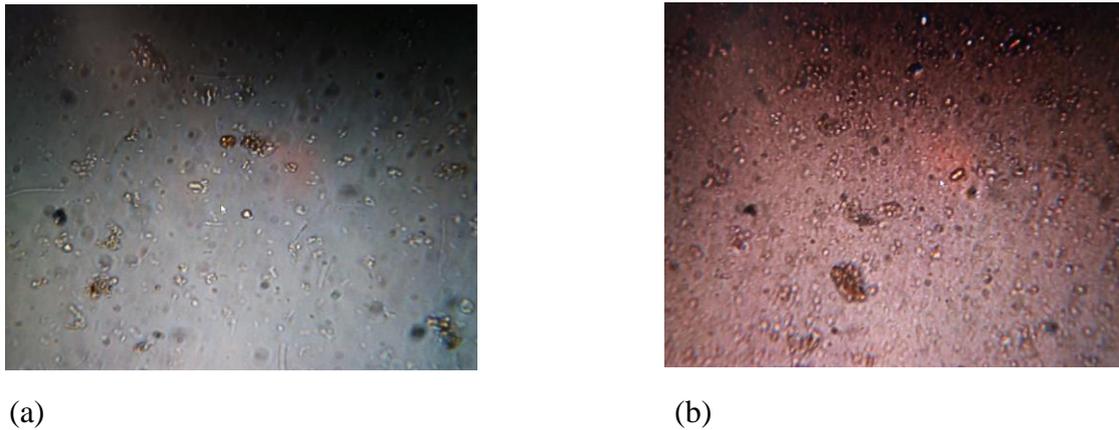


Figure 5 : Densité des boues lors de la campagne 2, (a) boue initiale (b) boue acclimatée

Ces résultats montrent donc qu'avec des boues plus chargées en biomasse, le pilote 1 a connu une phase d'acclimatation plus longue de sa biomasse que le pilote 2. Il ressort alors que l'habilité d'une suspension biologique à traiter un influent est liée aux caractéristiques de la biomasse épuratrice. L'origine des boues apparaît comme un des facteurs les plus déterminants qui conditionnent les performances d'un réacteur biologique.

III.2 Evolution de la biomasse

La campagne 1 a duré 56 jours avec des boues initiales contenant 23 g/L de MES et 15 g/L de MVS. La campagne 1 a permis avec un pilote doté de deux lignes en parallèle de juger l'effet des conditions opératoires sur la croissance des espèces épuratrices. Tout au long du fonctionnement du pilote, ces concentrations ont varié de 18 à 26 g/L pour les MES et de 9 à 21 g/L pour les MVS sur la ligne 1.

La variation sur la ligne 2 était respectivement de 19 à 25 g/L et 10 à 21 g/L pour les MES et les MVS. Sur chacune de ces lignes la charge volumique et la HRT ont été maintenues constantes respectivement à 0,93 gDCO/L/J et 1,5 jour avec cependant des SRT différents de 60 et 30 jours.

La figure 6 montre l'évolution de la biomasse au cours du temps pour la campagne 1. On note une croissance des MES et MVS au cours du temps jusqu'au 28^{ème} jour. À partir du 28^{ème} jour, cette croissance est interrompue pour reprendre à partir du 33^{ème} jour. Cette interruption est consécutive à la panne de la pompe d'alimentation qui s'est traduite par une absence de nutriments pour les microorganismes.

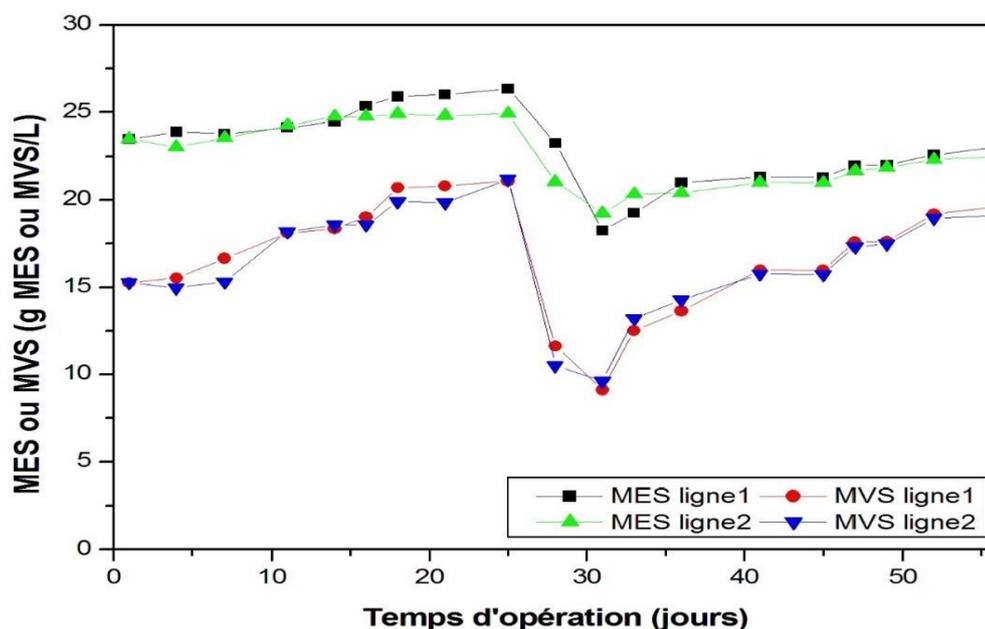


Figure 6 : Évolution des MES et des MVS sur les deux lignes de la campagne 1

Il apparaît également que les teneurs en MES et en MVS sont plus élevées au niveau de ligne 1. Ce résultat confirme qu'à cette étape du processus, un volume de purge plus grand entraîne une élimination d'une partie de la biomasse même si la vitesse de croissance est supérieure à celle de l'extraction. La SRT influencera donc directement la teneur en MES dans le bassin, car c'est un paramètre fondamental dans le traitement des eaux usées, qui détermine la diversité biologique des boues, la quantité de bactéries prédominantes dans la biomasse active et leur activité enzymatique (Meng et al., 2009 ; Cirja et coll., 2007).

On note également une évolution du ratio MVS/MES. Celui-ci est passé en effet de 65% en début de campagne à 85% à la fin de l'opération. Cependant, il a été fortement influencé par les perturbations au niveau du fonctionnement du pilote. Cela s'est traduit par une importante baisse du ratio MVS/MES de 75 à 50% entre le 28^{ème} et le 33^{ème} jour, correspondant à l'absence d'alimentation. La biomasse active est donc négativement impactée par le dysfonctionnement d'un réacteur biologique avec un taux de décès des microorganismes plus important. Une boue non réactive peut donc aussi entraîner une accumulation de matières inertes dans les réacteurs.

La campagne 2 a débuté avec des teneurs en MES 9 g/L et en MVS de 6 g/L. Tout au long du suivi ces concentrations ont varié de 5 à 11 g/L pour les MES et 4 à 11 g/L pour les MVS.

L'évolution des MES et des MVS au cours du temps est représentée par les courbes de la figure 7. Même si de façon générale du début à la fin de l'opération une évolution des MES et MVS a été notée, les courbes obtenues mettent en évidence une relation entre la croissance de la biomasse et les variations de charges volumiques du substrat d'alimentation. Ces résultats sont en accord avec ceux de Villain, (2012) qui conclut que l'évolution de la biomasse épuratrice est intimement liée à la variation de la charge volumique dans un réacteur biologique. Pour vérifier cet état de fait, du 24^{ème} au 65^{ème} jour le pilote a été alimenté par batch. Il ressort qu'au cours de cette période, l'évolution des MES et MVS a été très peu perturbée confirmant donc l'impact de la variation de la charge sur l'évolution de la biomasse.

D'autre part, une décroissance rapide de la biomasse a été constatée au démarrage du pilote jusqu'au 24^{ème} jour. La concentration en MES est en effet passée de 9,8 mg/L à 5,0 mg/L. Cela pourrait s'expliquer par une probable minéralisation des boues du fait de la réduction de la charge (une charge plus faible comprise entre 0,82 et 5,69 gDCO/L/j) par rapport à ce qu'elles avaient l'habitude de recevoir (Yang et al., 2006 ; Skouretis et al., 2012).

Enfin, on note également que très écartées au démarrage du pilote, les courbes de l'évolution des MES et des MVS au cours du temps ont tendance à se rapprocher en fin de campagne. (figure 7).

Ces constats traduisent une augmentation du ratio MVS/MES. Celui est en effet passé de 63% à 95% au cours de l'étude. On peut donc dire que les conditions opératoires proposées entraînent une production d'espèces actives plus importante ou une élimination des espèces peu actives dans le réacteur biologique.

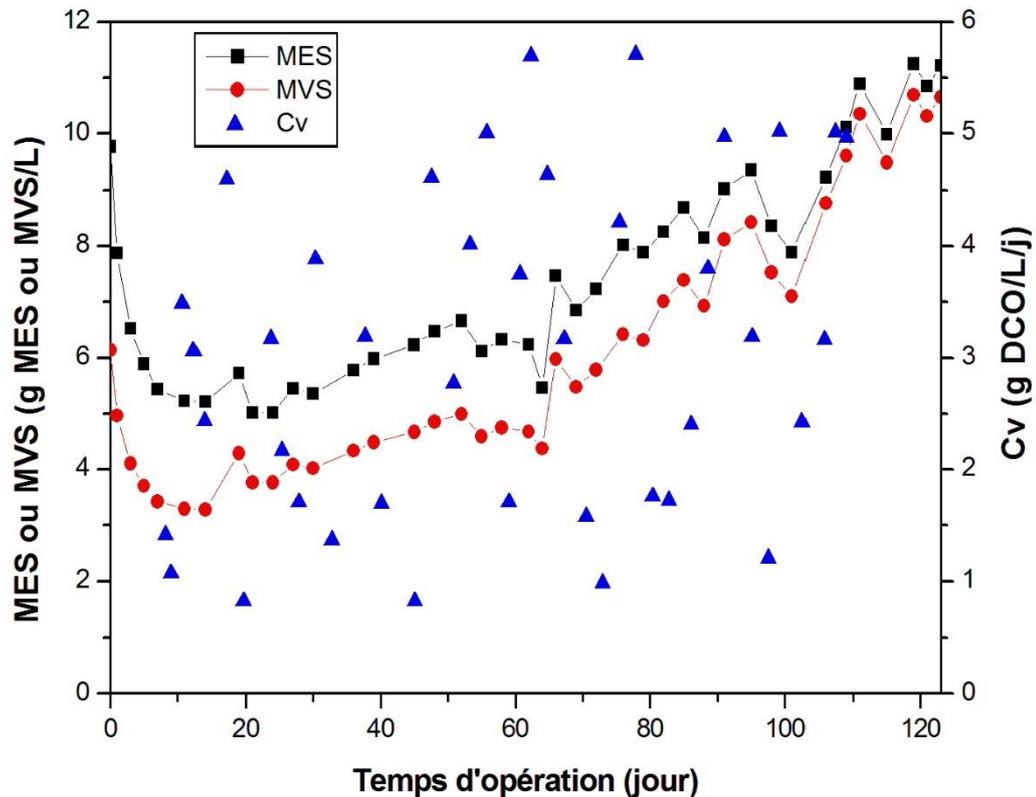


Figure 7 : Évolution des MES et MVS au cours de la campagne 2

III.3 Performances épuratoires

Cette partie est relative au suivi de la DCO au cours des deux campagnes. Pendant 56 jours de fonctionnement, le pilote de la campagne 1 a été alimenté avec un effluent synthétique à 1400 mg de O₂/L ce qui correspond à une charge volumique de 0,93 gDCO/L/j. Cette valeur a été maintenue constante sauf au cours de la période du dysfonctionnement du pilote.

Afin d'apprécier la dégradation de la matière organique, la DCO à l'entrée et la sortie du pilote (perméat) a été analysées. La figure 8 montre l'évolution continue de la DCO au cours de la campagne 1.

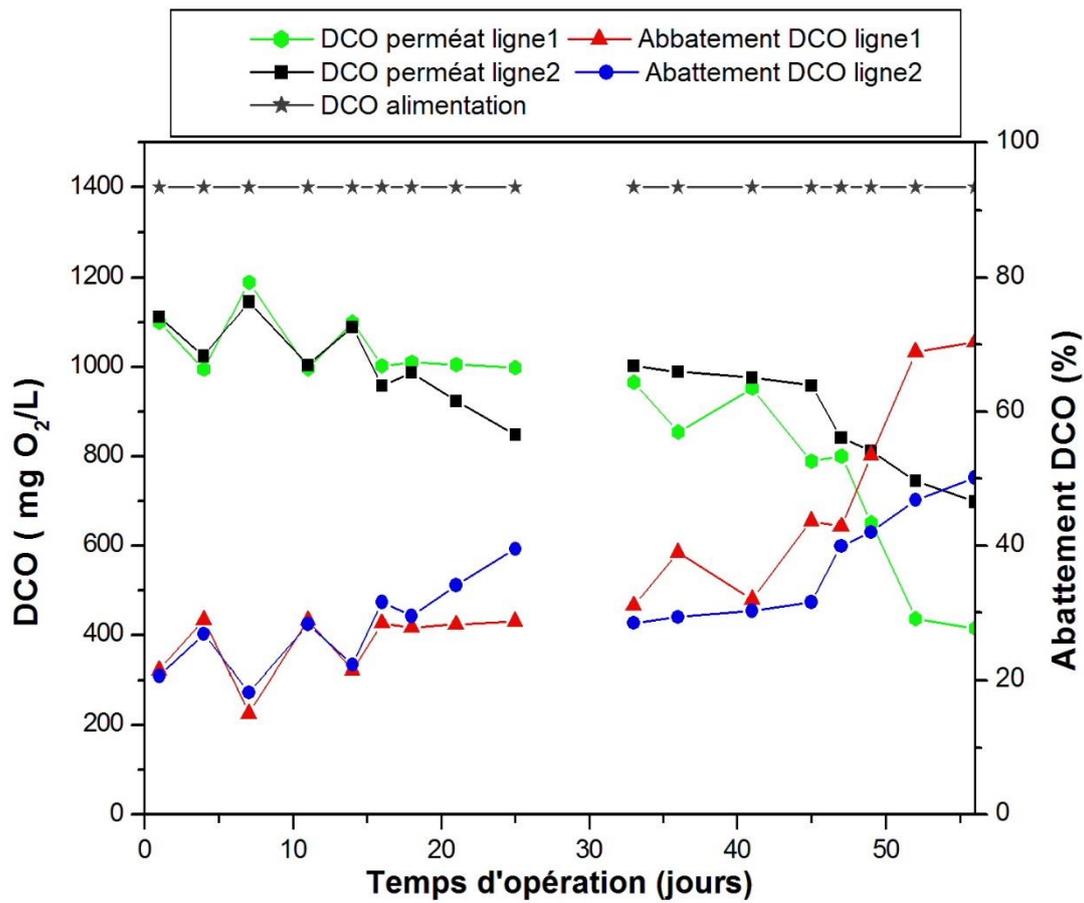


Figure 8 : Évolution de la DCO au cours du temps pour la campagne 1

La figure 8 fait ressortir une légère variation de la DCO, de 1100 à 995 mg/L sur la ligne 1 et de 1112 à 958 mg/L sur la ligne 2 avant le 28^{ème} jour lors de la campagne 1. La période comprise entre le 28^{ème} et le 33^{ème} jour correspondant au dysfonctionnement de la pompe d'alimentation est caractérisée par une charge en DCO faible dans le perméat compte tenu de la carence en substrat. À partir du 33^{ème} jour l'activité biologique a repris et les taux d'abattement a augmenté pour atteindre 70% sur la ligne 1 et 50% sur la ligne 2. Comme la charge à l'entrée et la HRT n'ont pas varié sur les deux lignes nous attribuerons cette dégradation plus importante sur la ligne 1 comparée à celle de la ligne 2 à la SRT plus longue (60 jours pour la ligne 2 contre 30 jours pour la ligne 2). Une SRT élevée augmentera les vitesses apparentes de réaction et favorisera le développement de communautés bactériennes pouvant assurer la dégradation de certains composés considérés comme difficilement biodégradables (Grasmick et al., 2007).

Le taux d'abattement le plus élevé soit 70,4% est obtenu sur la ligne 1 le 52^{ème} jour de fonctionnement.

Les faibles taux d'abattement de la DCO obtenue au cours du suivi (20 à 70%) viennent confirmer les résultats au niveau de l'évolution de la biomasse selon lesquels la biomasse est toujours en phase d'acclimatation, car.

En effet l'acclimatation de la biomasse augmente de façon significative avec la biodégradation (Mozo et al., 2012 ; Stasinakis et al., 2005).

La figure 9 nous donne l'évolution de la DCO durant 123 jours de fonctionnement du pilote de la campagne 2. Le bioréacteur à membrane a été alimenté par des effluents réels de brasseries avec des concentrations en DCO variant de 1000 à 8000 mg/L de O₂. L'origine de cette forte variation est la diversité des activités se déroulant au sein de la brasserie. Toutes les eaux usées de l'usine ont la même destination qui n'est rien d'autre que la station de prétraitement de la brasserie. Au début de la phase d'alimentation, de faibles taux d'abattement autour de 30% ont été obtenus. C'est la phase l'acclimatation, de reconnaissance des microorganismes ou de croissance des microorganismes correspondant à l'influent à dégrader (Mougoué Djanni, 2017 ; Sawadogo et al, 2018). À partir du 48^{ème} jour nous assistons à une stabilisation de l'abattement suivi d'une légère croissance jusqu'au 64^{ème} jour à partir duquel l'évolution de ratio MVS/MES atteint les 80%. Ce taux d'abattement va évoluer jusqu'à 90%. Le début de l'alimentation en continu est caractérisé par une évolution croissante du taux d'abattement et du ratio MVS/MES respectivement de 70% à 99% et de 75% à 95% entre le 45^{ème} et 123^{ème} jour. Ceci est un indicateur d'une bonne acclimatation et activité des boues. Torres et al (2011) ont eu un abattement de 99% de la DCO et 100% des matières organiques à une température de 30° et un pH de 6.9 lors du traitement des eaux usées de brasserie avec un BRM anaérobie en utilisant une membrane à céramique de 0.2 µm. Toujours dans le même ordre d'idée Chen et al., (2016) ont eu un abattement de 98% lors du traitement d'effluents synthétiques de brasseries avec un AnBRM. L'élimination de la DCO est intimement liée au ratio MVS/MES, car nous remarquons un très bon abattement de la DCO quand le ratio atteint les 95%. Un abattement de 99% de la DCO a été obtenu à partir du 109^{ème} jour jusqu'à l'arrêt du pilote. Tout ceci confirme les performances remarquables des BRM pour le traitement des effluents à grande variation de charge organique (Yang et al., 2012 ; Police et al., 2008). Waeger et al., (2010) dans son étude sur des effluents d'un digesteur anaérobie avec une membrane de microfiltration et une membrane d'ultrafiltration a signalé qu'un abattement de la DCO variant de 70 à plus de 95% selon la nature des membranes et le type de suspensions est un ordre de grandeur.

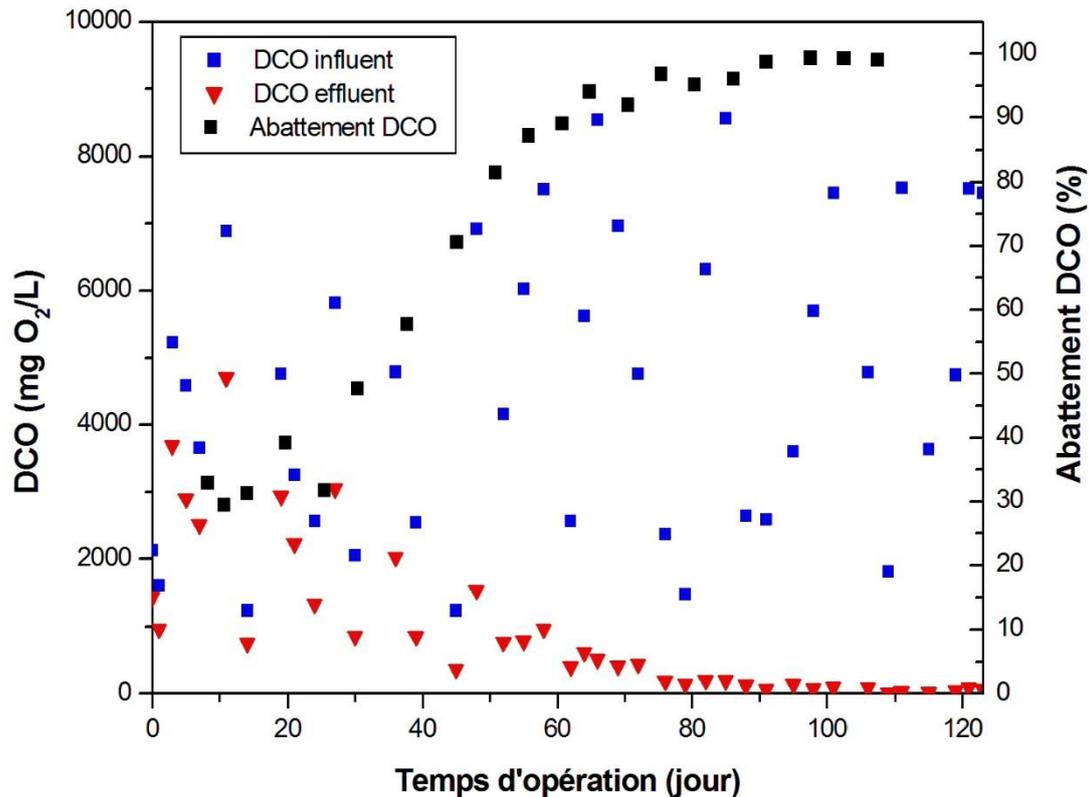


Figure 9 : Évolution de la DCO au cours de la campagne 2

III.4 Évolution de la PTM et étude du colmatage

La pression transmembranaire est la différence des pressions qui sont appliquées sur la membrane pour obtenir un certain flux de perméat. Elle est intimement liée au colmatage et à la variation du flux. Lors de la campagne 1, la membrane est en Polyéther sulfone (PES) et la pompe utilisée est une pompe de suçon alors que la membrane de la campagne 2 est en céramique et la pompe est une pompe volumétrique. La PTM varie en fonction de la pression membranaire qui varie aussi en fonction du degré de colmatage. Les figures 10 et 11 illustrent les différentes variations de la PTM en fonction du temps lors des deux campagnes.

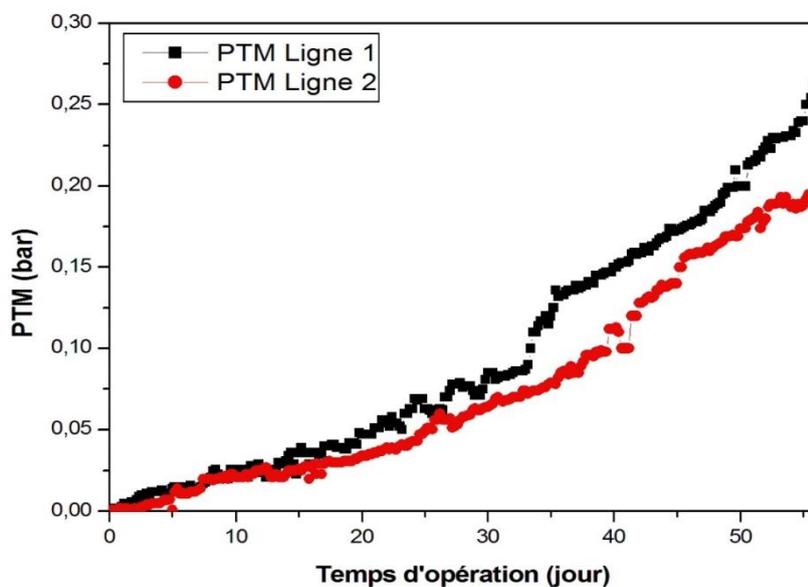


Figure 10 : Évolution de la PTM au cours de la campagne 1

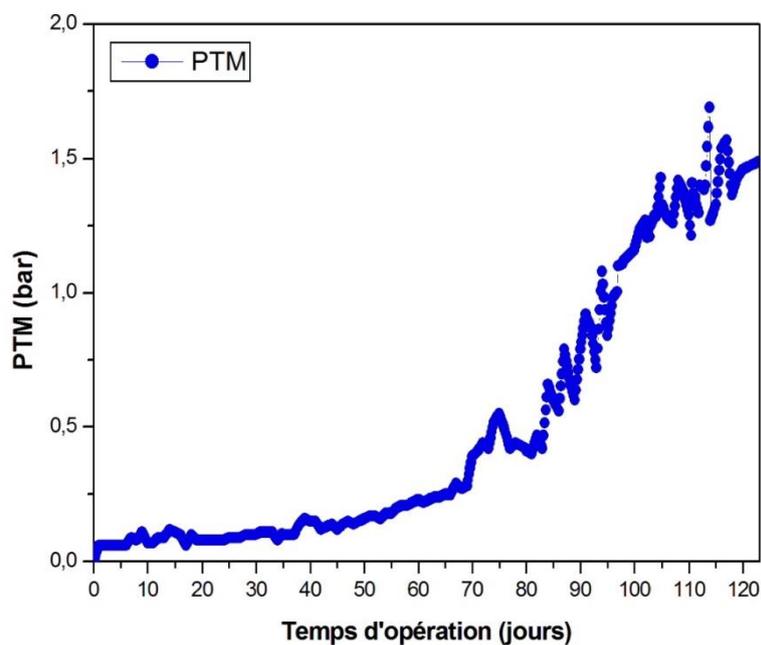


Figure 11 : Évolution de la PTM au cours de la campagne 2

Durant les 56 jours de fonctionnement du pilote de campagne 1, la PTM sur la ligne 1 est légèrement supérieure à celle de la ligne 2 avec une variation de 0 à 0,26 bar contre 0 à 0,195 bar. Nous remarquons une évolution plus ou moins croissante jusqu'à la fin.

Cette évolution lente de la PTM sur les deux lignes sera attribuée au retrolavage qui permet le nettoyage de la membrane à une fréquence de 15mn pendant 15s. Les études antérieures de Liao et al.,(2006) et Rabiller-Baudry, (2009) ont montré que l'augmentation graduelle de la PTM est la conséquence d'une accumulation de EPS et de matières inorganiques sur la surface de la membrane. Afin de vérifier le colmatage des membranes sur les deux lignes, nous avons effectué des essais de perméabilité à l'eau du robinet avant le démarrage du pilote et après les 56 jours de fonctionnement. Nous remarquons que sur toutes les deux lignes la perméabilité a diminué soit de 157,03 à 123,16 LMH/bar sur la ligne 1 et de 105,74 à 102,77 LMH/bar sur la ligne 2. Une diminution de la perméabilité est synonyme d'augmentation de la résistance membranaire ($1,51 \times 10^{12}$ contre $2,4 \times 10^{12}$ sur la ligne 1 et $1,20 \times 10^{12}$ contre $4,00 \times 10^{12}$ sur la ligne 2).

La membrane en céramique de la campagne 2 a subi un lavage chimique au démarrage ce qui explique les valeurs de PTM proche de 0. La PTM a varié entre 0 et 1,7 bar au cours de 123 jours de fonctionnement. Ceci est dû est la qualité de la boue et la configuration du pilote. Les boues ayant servi à l'ensemencement sont des boues liquides non compactes.

III.5 Post-traitement des effluents du BRM avec la nanofiltration

Pour l'affinage du traitement et permettre notamment l'élimination de la pollution minérale, l'effluent du BRM a été soumis à une filtration sur membrane de nanofiltration. La suspension a été soumise à la nanofiltration à une température de 30° et un pH de 7 sous une pression de 10 bars. Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau 9.

Le tableau 8 nous renseigne sur une rétention de 99% de la pollution organique par le AnBRM alors que la NF ne retient que 76.82%. Ce résultat confirme certaines données de la littérature selon lesquelles les AnBRM peuvent atteindre une dégradation de la matière organique d'environ 99% (Skouretis et al., 2012). La turbidité quant à elle a été réduite de 99% par le AnBRM et de 66% par la NF, mais en ce qui concerne la conductivité et les TDS, la NF semble plus performante pour leur rétention, car nous avons des taux d'abattement respectifs d'environ 93 et 94%. Ces résultats viennent encore justifier notre choix de mettre en amont de la NF un pilote de AnBRM afin de fournir une eau de bonne qualité pour le traitement des effluents d'industries de production de boissons.

Le perméat du AnBRM apparait ainsi très chargé en composés ioniques divers. Leur réutilisation directe pour irrigation doit donc être effectuée avec précaution. Néanmoins, le couplage avec la NF nous donne une très bonne rétention des ions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^-) allant de 88 jusqu'à 94%.

Ces résultats confirment ceux obtenus par Sawadogo et al., (2018) qui ont eu des taux allant de 87 à 96% à une pression de 12 bars et de 87 à 99% à une pression de 16 bars. Des résultats similaires ont été observés dans la littérature : Berland et Juery, (2002) pensent que la NF permet de retenir les sels non ionisés multivalents comme le calcium, le magnésium, le sulfate. Dans le même ordre d'idées, Braeken et al., (2004) en traitant des eaux usées de brasseries par NF ont eu des abattements respectifs pour la DCO et le sodium de 100 et 55%.

Tableau 8 : Efficacité du couplage BRM-NF

Paramètres	Entrée BRM	Sortie BRM	Sortie Nanofiltration	Abattement BRM (%)	Abattement NF (%)	Abattement total (%)
DCO (mg/L)	4899	41	10	98	77	99
Conductivité (µS/cm)	4280	3220	206	25	93	95
TDS (ppm)	1335	1289	71	3	94	95
Turbidité (NTU)	568	9	3	98	66	99
HCO₃⁻ (mg/L)	28	9	1	68	88	96
Ca²⁺ (mg/L)	24	21	2	13	92	93
Mg²⁺ (mg/L)	8	8	1	0	91	91
NH₄⁺ (mg/L)	34	30	14	12	53	59
NO₃⁻ (mg/L)	250	173	19	31	89	92
NO₂⁻ (mg/L)	46	41	2	11	94	95
PO₄³⁻ (mg/L)	270	232	9	14	96	97
SO₄ (mg/L)	110	472	23	0	95	79
Na⁺ (mg/L)	550	527	41	4	92	93
K⁺ (mg/L)	67	58	6	13	89	91
F⁻ (mg/L)	18	21	8	0	62	62

III.6 Production de biogaz

Les volumes de biogaz sont faibles au début de l'expérience dû à l'acclimatation et aux faibles abattements de la matière organique. Les quantités de biogaz produites sont comprises entre 5 L/J et 73 L/J avec une charge comprise entre 0,8 et 5,6 gDCO/L/J ce qui nous donne 0,62 L de biogaz/gDCO. Cette fluctuation du volume de biogaz est la conséquence de la forte variation de la charge organique à l'entrée du BRM. À partir du 64^{ème} jour la biomasse s'était bien acclimatée à l'effluent et le ratio de MVS/MES était de 80%. La production de biogaz était stable et a commencé à croître (figure 12). Ces résultats corroborent avec ceux trouvés par Chen al., (2016), à une charge volumique de 7,5 gDCO/L/J ils ont eu un volume de biogaz de 79 L/J et 0,53L de biogaz/gDCO. La production du biogaz est liée à la dégradation de la matière organique, mais dépend surtout du potentiel méthanogène de l'influent à traiter.

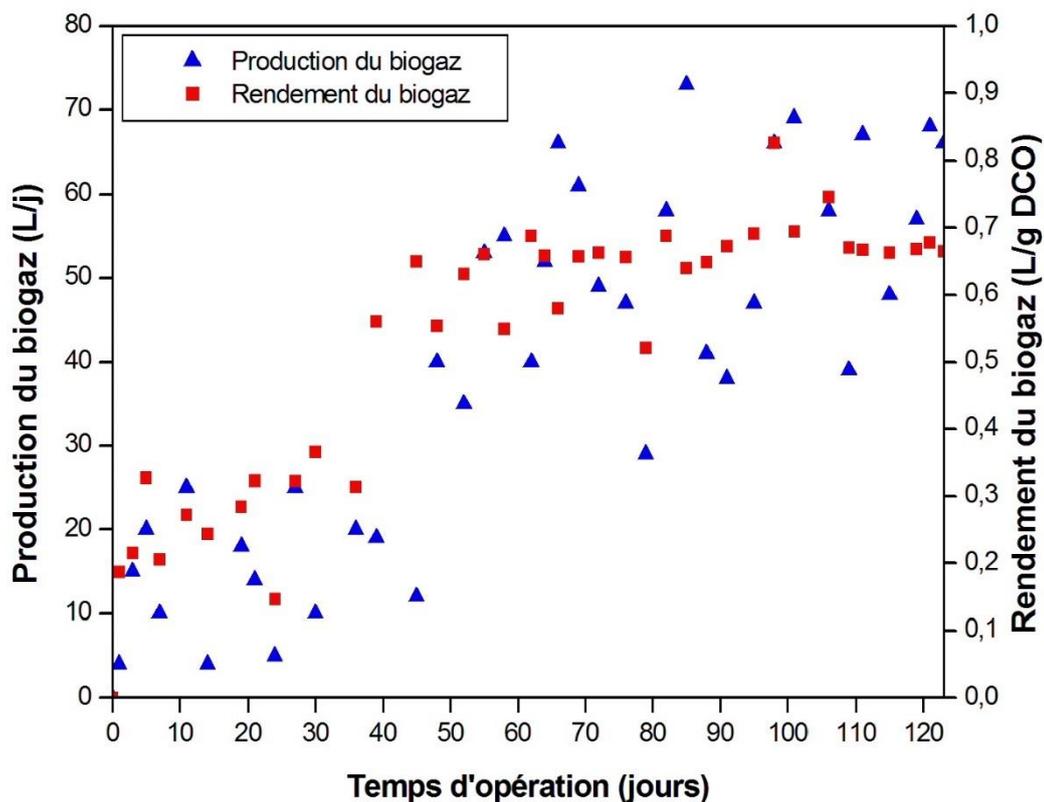


Figure 12 : Évolution du biogaz

Conclusion partielle

Ces différents résultats nous renseignent sur le fonctionnement d'un bioréacteur à membrane organique plane et en céramique tubulaire anaérobie pour un fonctionnement optimal il faudrait :

- Munir chaque réacteur d'un agitateur pour une homogénéisation de la boue dans le réacteur, car une décantation de la boue entrainera automatiquement sa minéralisation.
- Afin d'assurer une dégradation continue et croissante, il faudrait que les tuyaux de la recirculation aient des diamètres $\geq 8\text{mm}$ sinon nous assisterons à un encastrement immédiat.
- Le rétrolavage est un moyen de réduire ou de retarder le colmatage de la membrane, cependant il ne doit pas être trop long au risque de perturber la filtration.
- Les boues d'ensemencement d'un pilote de BRM doivent être actives sinon la dégradation de la matière organique prendra beaucoup de temps.
- Ensemencer un BRM avec des boues familières à l'effluent à traiter est très important. Nous remarquons que malgré que les concentrations de MES soient élevées pendant la campagne 1 l'abattement est plus rapide lors de la campagne 2.
- Un SRT long permettra le développement d'autres populations bactériennes capables de dégrader la matière organique ce qui pourrait conduire à un abattement important d'environ 70% sur la ligne 1 comparé à 50% sur la ligne 2.
- Les différentes PTM sur les deux lignes montrent le colmatage plus rapide des membranes organiques par rapport aux membranes inorganiques.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les effluents d'industries de production de boissons présentent un intérêt certain au travers des volumes rejetés pour une optimisation de la préservation de la ressource. Il ne faut toutefois pas négliger les flux de pollution qu'ils peuvent contenir. Cette étude avait pour objectif de contribuer à l'amélioration du système de traitement des eaux usées de Brasseries par l'étude des conditions optimales de traitement anaérobie par des technologies membranaires.

Pour cela nous avons réalisé des essais en laboratoire avec des eaux synthétiques sur un bioréacteur à membrane organique et des eaux usées réelles d'industrie de production de boissons sur un bioréacteur à membrane en conditions anaérobie couplé à une Nano filtration sous climat sahélien afin de proposer les conditions optimales du traitement. L'utilisation de boues familières à l'influent à traiter a permis de raccourcir la période d'acclimatation et d'atteindre des rendements épuratoires plus importants. Quelle que soit la campagne, les deux membranes ont permis d'atteindre des taux d'abattements de MES supérieurs à 99%. Ces expériences ont permis aussi d'identifier l'impact de certains paramètres opératoires permettant d'améliorer le rendement. Il est notamment apparu qu'une augmentation de la SRT a entraîné une augmentation de l'élimination de la DCO.

Le BRM a permis d'avoir un abattement de la DCO de 99 % ce qui nous donne une concentration en DCO à la sortie de 41 mg/L comparés à 150 mg/L (normes de rejet au Burkina Faso). Les eaux usées traitées peuvent être réutilisées pour l'agriculture sans danger pour l'environnement.

La NF a permis la rétention d'environ 90% des principaux ions sous une pression de 10 bars et une rétention de plus de 90% du sodium qui est l'ion majeur à éliminer. À la sortie de la NF la concentration du sodium était de 100 mg/L ce qui est inférieur à 300 mg/L (norme de rejet du sodium au Burkina Faso). Le couplage du BRM et de la NF permet d'obtenir un effluent respectant les normes de rejets dans l'environnement. La qualité de cet effluent permet même d'envisager une possible réutilisation au sein du complexe industriel.

Relativement à la production d'énergie, les volumes de biogaz produits traduisent un pouvoir méthanogène important des influents de cette industrie permettant une production énergétique associée au traitement des eaux usées. De plus, des conditions environnementales favorables peuvent permettre d'envisager un BRM autonome c'est-à-dire produisant l'énergie de son propre fonctionnement.

Le degré de colmatage observé sur les membranes lors des deux campagnes confirme l'intérêt de la mise en place d'une membrane céramique pour un besoin d'un long fonctionnement sans maintenance.

L'étude a mis en exergue les potentialités du bioréacteur à membranes comme procédé de traitement d'effluents d'industries de production de boissons, mais celles-ci ne semblent pas totalement exploitées. Il est donc possible d'envisager comme perspective :

- Réaliser une étude comparative des mécanismes de colmatage dans un AnBRM lors d'un traitement avec des effluents synthétiques et des effluents réels de brasseries sous conditions climatiques sahéliennes.
- Étudier l'efficacité du AnBRM lors d'un traitement d'effluent de brasseries avec des HRT long de 3 jours et un SRT infini afin de caractériser la population microbienne responsable de la dégradation de la matière organique.
- Caractériser le biogaz produit afin de juger de la capacité d'une telle installation à fonctionner de façon autonome.
- Réaliser une étude technico-économique afin d'étudier la mise en place du système au sein de la brasserie.

RENERCES BIBLIOGRAPHIQUE

Ahoulé, D.G.M. (2016). Performances comparatives des techniques de nanofiltration et d'osmose inverse pour le traitement d'eau de consommation contaminée à l'arsenic au Burkina Faso. Cotutelle. L'institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement (2ie) & l'Université de Montpellier (um).

Alvarado-Lassman, A., Rustrián, E., García-Alvarado, M.A., Rodríguez-Jiménez, G.C., and Houbroun, E. (2008). Brewery wastewater treatment using anaerobic inverse fluidized bed reactors. *Bioresour. Technol.* 99, 3009–3015

Antoine P. Trzcinski 1, David C. Stuckey (2009). Treatment of municipal solid waste leachate using a submerged anaerobic membrane bioreactor at mesophilic and psychrophilic temperatures: Analysis of recalcitrants in the permeate using GC-MS Department of Chemical Engineering, Imperial College of Science and Technology and Medicine, Prince Consort Road, London SW7 2AZ, UK .

Appels, L., et al., (2008) Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6): p. 755-781.

Arrete N° 01164 du 04 Novembre (2008) Portant Réglementation des Rejets et Emissions des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement. Cote d'Ivoire

Arrete n° 140/MSP/LCE/DGSP/DS/DH du 27 septembre (2004) fixant les normes de rejet des deehets dans le milieu nature.

Arseto Y. Bagastyo a, Damien J. Batstone a, Korneel Rabaey a,b, Jelena Radjenovic a (2013), Electrochemical oxidation of electro dialysed reverse osmosis concentrate on Ti/PtIrO₂, Ti/SnO₂eSb and boron-doped diamond electrodes a Advanced Water Management Centre, The University of Queensland, Level 4, Gehrman Bld. (60), St Lucia, QLD 4072, Australia

Baker, R.W. (2004). *Membranes Technology and Applications*, 2nd Edition (England: John Wiley & Sons Ltd).

Barrios-Martinez A., E.Barbot. Marrot, P. Moullin et N. Roche (2006). Degradation of synthetic phenol-containing wastewaters by BRM. *J. Membr. Sci.*, 28, 288-296.

Barrera-Díaz, I. C. Linares-Hernández, G. Roa-Morales, B. Bilyeu, P. Balderas-Hernández, (2009) Removal of biorefractory compounds in industrial wastewater by chemical and electrochemical pretreatments, *Industrial and Engineering Chemistry Research* 48 1253–1258.

- Berland J.M. et C. Juery (2002). Les procédés membranaires pour le traitement de l'eau. Document technique, FNDAE, No 14, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales, Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, France, 71 p.
- Bingboure Jean Mathieu, (1991), mémoire de fin d'étude, épuration des eaux résiduaires de la savane (étude préliminaire d'avant-projet sommaire)
- Boari, G., Mancini, I.M., and Trulli, E. (1997). Technologies for water and wastewater treatment. *ResearchGate* 31, 262–287.
- Bock, E., Koops, H.-P., Möller, U.C., Rudert, M., (1990). A new facultatively nitrite oxidizing bacterium, *Nitrobacter vulgaris* sp. nov. *Arch. Microbiol.* 153, 105–110. doi:10.1007/BF00247805
- Bockris J.O.H., *Environmental Chemistry*, Plenum Press, New York, (1977).
- Braeken, L., Van der Bruggen, B., and Vandecasteele, C. (2004). Regeneration of brewery waste water using nanofiltration. *Water Res.* 38, 3075–3082.
- Brito, A.G., Peixoto, J., Oliveira, J.M., Oliveira, J.A., Costa, C., Nogueira, R., and Rodrigues, A. (2007). Brewery and Winery Wastewater Treatment: Some Focal Points of Design and Operation. In *Utilization of By-Products and Treatment of Waste in the Food Industry*, V. Oreopoulou, and W. Russ, eds. (Springer US), pp. 109–131.
- CETESB (1985), (Environmental Company of São Paulo State). Levantamento dos Despejos de uma Indústria de Refrigerantes no Estado de São Paulo [Research on soft-drink discharges of industries in São Paulo State]. CETESB Publicações Técnicas; [in portuguese].
- Cervantes, F.J., Pavlostathis, S.G., and Haandel, A.C.V. (2006). *Advanced Biological Treatment Processes for Industrial Wastewaters: Principles and Applications*. ResearchGate.
- Chang, S. (2011). Application of submerged hollow fiber membrane in membrane bioreactors: Filtration principles, operation, and membrane fouling. *Desalination* 283, 31–39.
- Chen, H., Chang, S., Guo, Q., Hong, Y., and Wu, P. (2016). Brewery wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor. *Biochem. Eng. J.* 105, Part B, 321–331.
- Chmiel, H., Kaschek, M., Blocher, C., Noronha, M. & Mavrov, V. 2003. Concepts for the treatment of spent process water in the food and beverage industries. *Desalination*, 152(1):307-314

Chong, N.-M., Pai, S.-L., and Chen, C.-H. (1997). Bioaugmentation of an activated sludge receiving pH shock loadings. *Bioresour. Technol.* 59, 235–240

CHOO (K.H.) et LEE (CH.), (1996) – Membrane fouling mechanisms in the membrane-coupled anaerobic bioreactor. *Water Research*, 30, 1771-1780.

Chouinard, J.A. 2009. Verbal communication.

Cirja, M., Ivashechkin, P., Schäffer, A., and Corvini, P.F.X. (2007). Factors affecting the removal of organic micropollutants from wastewater in conventional treatment plants (CTP) and membrane bioreactors (MBR). *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 7, 61–78.

Comeau Y. (2006). Traitement tertiaire (polissage) du lisier de porc par un bioréacteur à membranes(BRM) immergées. Rapport No 703035, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 142 p.

Decret n° 2001-109 04 avril 2001 Fixant les normes de qualité des eaux résiduaires en République du Bénin

Décret n° 2001-282 du 12 avril 2001 portant application de la loi n° 2001-01 du 15 janvier 2001 portant Code de l'Environnement.

DECRET N°20151205/PRESTRANS/

PM/MERH/MEF/MARHASA/MS/MRA/MICA/MME/MIDT/MATD du 28 octobre 2015 portant normes et conditions de déversements des eaux usées. JO N°01 DU 07 JANVIER 2016

Degrémont, *Water Technical Handbook*, 9th edition, Degrémont, Paris, (1989).

Delgado, L.F. (2009). Bioréacteur à membrane externe pour le traitement d'effluents contenant des médicaments anticancéreux : élimination et influence du cyclophosphamide et de ses principaux métabolites sur le procédé. L'université de toulouse.

Delgado, S., Villarroel, R., González, E., and Morales, M. (2011). Aerobic Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment – Performance Under Substrate-Limited Conditions.

Driessen, W., and Vereijken (2003). Recent developments in biological treatment of brewery effluent. *Inst. Guild Brew. Conv. Livingstone Zamb.* 10.

Fao (2016). AQUASTAT - FAO's Information System on Water and Agriculture.

Feng, X. Y. Wang, B.E. Logan, H. Lee, (2008) Brewery wastewater treatment using aircathode microbial fuel cells, *Applied Microbiology and Biotechnology* 78 873–880.

- Feroz, S., Rao, D. G., Senthilkumar, R. & Byrne, J. A. (2012). Wastewater treatment: Advanced processes and technologies. New York: CRC Press.
- Gander, M., Jefferson, B., and Judd, S. (2000). Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment: a review with cost considerations. *Sep. Purif. Technol.* 18, 119–130.
- Gregory J., (2006) *Particles in Water: Properties and Processes*, IWA Publishing/CRC Press, London,
- Goldammer, T. (2008). *The Brewer's Handbook* (Apex publisher).
- Grasmick, A., Cabassud, corinne, Sperandio, M., and Wisniewski, C. (2007). Bioréacteurs à membranes et traitement des eaux usées. *Tech. Ing.* 3–20.
- Gupta V.K, Suhas, Application of low-cost adsorbents for dye removal—a review, *Journal of Environmental Management* 90 (8) (2009) 2313–2342
- Han, S.-S., Bae, T.-H., Jang, G.-G., and Tak, T.-M. (2005). Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system. *Process Biochem.* 40, 2393–2400.
- Hsine, E., Benhammou, A. & Pons, M. N. (2010). Water resources management in soft drink industry-water use and wastewater generation. *Environmental Technology*, 26(12):1309-1316.
- Ho, J., Sung, S., (2009). Effects of solid concentrations and crossflow hydrodynamics on micro filtration of anaerobic sludge. *Journal of Membrane Science* 345, 142e147.
- Holt J.K., H.G. Park, Y. Wang, M. Stadermann, A.B. Artyukhin, C.P. Grigoropoulos, A. Noy, O. Bakajin, (2006) Fast mass transport through sub-2-nanometer carbon nanotubes, *Science* 312 (5776) 1034–1037.
- IFC (2007). *Environmental, Health, and Safety Guidelines BREWERIES*.
- Ince B.K., O. Ince, P.J. Sallis, G.K. Anderson, (2000) Inert COD production in a membrane anaerobic reactor treating brewery wastewater, *Water Research* 34 (16) 3943–3948.
- Iorhemen, O.T., Hamza, R.A., and Tay, J.H. (2016). Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment and Reclamation: Membrane Fouling. *Membranes* 6, 33.
- Judd, S. 2010. *MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for*

Kanai, M., Ferre, V., Wakahara, S., Yamamoto, T., Moro, M., (2010). A novel combination of methane fermentation and MBR -Kubota submerged anaerobic membrane bioreactor process. *Desalination* 250, 964e967.

Kang K, I.J., Yoon, S.H., Lee, C.H., (2002). Comparison of the filtration characteristics of organic and inorganic membranes in a membrane-coupled anaerobic bioreactor. *Water Res.* 36 (7), 1803e1813.

Kone, M. (2011). Infiltration-percolation sur sable et sur fibres de coco, filtres plantes et épuration d'eaux usées domestiques a dominance agroalimentaire sous climat tropical sec : cas des eaux résiduaires urbaines de Ouagadougou, Burkina Faso. Thèse en cotutelle. Université de Ouagadougou/université Claude Bernard Lyon 1.

Lahdhiri, A. (2015). Compréhension des processus biologiques dans les bioréacteurs à membranes : Choix d'un outil simplifié de simulation et identification des critères déterminant le contrôle des processus. Cotutelle. université de Montpellier & Université de Gabes.

Le-Clech, P., Chen, V., and Fane, T.A.G. (2006). Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *J. Membr. Sci.* 284, 17–53.

Lesjean, B., and Huisjes, E.H. (2008). Survey of the European MBR market: trends and perspectives. *Desalination* 231, 71–81.

Liao, B.-Q., Kraemer, J.T., and Bagley, D.M. (2006). Anaerobic Membrane Bioreactors: Applications and Research Directions. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 36, 489–530.

Lin, H., Gao, W., Meng, F., Liao, B.-Q., Leung, K.-T., Zhao, L., Chen, J., and Hong, H. (2012). Membrane Bioreactors for Industrial Wastewater Treatment: A Critical Review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42, 677–740.

Lin, H., Peng, W., Zhang, M., Chen, J., Hong, H., and Zhang, Y. (2013). A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. *Desalination* 314, 169–188.

Lobos, J., Heran, M., and Grasmick, A. (2009). Optimization of the operations conditions in membrane bioreactors through the use of ASM3 model simulations. *ResearchGate* 9, 126–130.

- Lom T., (1977) A new trend in the treatment of alkaline brewery effluents, Technical Quarterly Master Brewers Association of the Americas 14 50–58.
- Madaeni S.S, Y (2006). Mansourpanah, Screening membranes for COD removal from dilute wastewater, *Desalination* 197 (1–3) 23–32.
- Matošić, M., Prstec, I., Jakopović, H. K. & Mijatović, I. (2009). Treatment of beverage production wastewater by membrane bioreactor. *Desalination*, 246(1):285-293.
- Meng, F., Chae, S.-R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H.-S., and Yang, F. (2009). Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. *Water Res.* 43, 1489–1512.
- Meng, F., Zhou, Z., Li, L., Li, R., Jia, X., and Li, S. (2013). A novel nearly plug-flow membrane bioreactor for enhanced biological nutrient removal. *AIChE J.* 59, 46–54.
- Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., Burton, F.L., Abu-Orf, M., Bowden, 738 G., and Pfrang, W., (2014). *Wastewater Engineering: Treatment & Resource Recovery*, 5th ed. New York: McGraw 739 Hill.
- Moulay Abdelazize Aboulhassan, Salah Souabi, Abdelrani Yaacoubi, Nourredine Zaim (2011) and Fatima Zohra Bouthir Les effluents de tannerie caractérisation et impact sur le milieu marin.
- Moungoue Djanni, (2017) mémoire de fin d'étude institut international de l'eau et de l'environnement (2ie).
- Mozo, I., Lesage, G., Yin, J., Bessiere, Y., Barna, L., and Sperandio, M. (2012). Dynamic modeling of biodegradation and volatilization of hazardous aromatic substances in aerobic bioreactor. *Water Res.* 46, 5327–5342.
- Mutamim, N.S.A., Noor, Z.Z., Hassan, M.A.A., Yuniarto, A., and Olsson, G. (2013). Membrane bioreactor: Applications and limitations in treating high strength industrial wastewater. *Chem. Eng. J.* 225, 109–119.
- OMS/UNICEF (2015). Progress on sanitation and drinking water 2015 update and MDG assessment (Geneva, Suisse: OMS/UNICEF).
- ONU, (2017) Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017

Ouarda, Y. (2014). Le bioréacteur à membrane pour le traitement des eaux usées contaminées par le bisphénol A. Master Thésis. Université du Québec / Institut National de la Recherche Scientifique Centre Eau Terre Environnement.

Parawira, W., Kudita, I., Nyandoroh, M.G., and Zvauya, R. (2005). A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical climate using a full-scale UASB reactor seeded with activated sludge. *Process Biochem.* 40, 593–599.

Pellegrin M.L., C. Wisnieski, A. Grasmick, A. Tazi-pain et H. Buisson (2002). Sequenced aeration in a membrane bioreactor: specific nitrogen removal rates. *Can. J. Chem. Eng.*, 80, 386–392.

Peng X, J. Jin, Y. Nakamura, T. Ohno, I. Ichinose, (2009) Ultrafast permeation of water through protein-based membranes, *Nature Nanotechnology* 4 353–357.

Pollice, A., Laera, G., Saturno, D., and Giordano, C. (2008). Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage. *J. Membr. Sci.* 317, 65–70.

Rabiller-Baudry, M., (2009). Nettoyage et décolmatage des membranes de filtration. *Tech. Ing. Opérations unitaire. génie de la réaction chimique.*

Rao A.G, T.S.K. Reddy, S.S. Prakash, J. Vanajakshi, J. Joseph, P.N. Sarma, (2007) pH regulation of alkaline wastewater with carbon dioxide: a case study of treatment of brewery wastewater in UASB reactor coupled with absorber, *Bioresource Technology* 98 2131–2136.

Sawadogo, B., Yacouba, K., Lesage, G., Zaviska, F., and Monnot, M. (2017). Brewery Wastewater Treatment using MBR Coupled with Nanofiltration or Electrodialysis: Biomass Acclimatization and Treatment Efficiency. *Front. Int. Conf. Wastewater Treat.* 1–13.

Seib M.D, K.J. Berg, D.H. Zitomer (2016), Influent wastewater microbiota and temperature influence anaerobic membrane bioreactor microbial community Department of Civil, Construction and Environmental Engineering, Marquette University, P.O. Box 1881, Milwaukee, WI 53233, USA

Seneviratne M., (2007) *A Practical Approach to Water Conservation for Commercial and Industrial Facilities*, Elsevier, Oxford,.

Seyhi, B., Droguil, P., Buelna, G., Blais, J.-F., and Heran, M. (2011). État actuel des connaissances des procédés de bioréacteur à membrane pour le traitement et la réutilisation des eaux usées industrielles et urbaines. *Rev. Sci. L'eau J. Water Sci.* 24, 283–310.

Simate, G.S., Cluett, J., Iyuke, S.E., Musapatika, E.T., Ndlovu, S., Walubita, L.F., and Alvarez, A.E. (2011). The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art. *Desalination* 273, 235–247.

Skouteris, G., Hermosilla, D., López, P., Negro, C., and Blanco, Á. (2012). Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: A review. *Chem. Eng. J.* 198–199, 138–148.

Stasinakis, A.S., Thomaidis, N.S., Nikolaou, A., and Kantifes, A. (2005). Aerobic biodegradation of organotin compounds in activated sludge batch reactors. *Environ. Pollut.* 134, 431–438.

Suzanne Van den Poel . Academic year 2013-2014 Study of the anaerobic degradation of the algae produced in a post-treatment of an anaerobic membrane bioreactor effluent Master's dissertation submitted in order to obtain the academic degree of Master of Science in de industriële wetenschappen: chemie Department of Industrial Technology and Construction Chairman: Prof. Marc Vanhaelst Faculty of Engineering and Architecture.

Tchobanoglous, G., Franklin Burton, and Stensel, D. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse* (New York: McGraw-Hill, Inc.).

UN WATER (2017). *Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017* (place de Fontenoy, 75352 Paris 07-SP).

Vijayaraghavan K, D. Ahmad, R. Lesa, (2006) Electrolytic treatment of beer brewery wastewater, *Industrial and Engineering Chemistry Research* 45 6854–6859

.Villain, M. (2012). Bioréacteur à membranes pour le traitement d'eaux usées domestiques : influence des conditions environnementales et opératoires sur l'activité des biomasses et le transfert de matière. Université Aix Marseille.

Wang, H., Wang, T., Zhang, B., Li, F., Toure, B., Omosa, I.B., Chiramba, T., Abdel-Monem, M., and Pradhan, M. (2014). Water and Wastewater Treatment in Africa – Current Practices and Challenges. *CLEAN – Soil Air Water* 42, 1029–1035.

Waeger F., Delhaye T., Fuchs W. (2010) The use of ceramic microfiltration and ultrafiltration

membranes for particle removal from anaerobic digester effluents. *Separation and Purification Technology*, 73, 271-278

Wen Q., Y. Wu, L. Zhao, Q. Sun, F. Kong, (2010) Electricity generation and brewerywastewater treatment from sequential anode-cathode microbial fuel cell, *Journal of Zhejiang University: Science B* 11 (2) 87–93.

Winkler, M. (2012). Rapport d'application analyse de laboratoire & analyse en continu traitement des eaux usées éléments nutritifs (Mayence, Allemagne : BIOSERVE GmbH,)

Yang, Y. (2014). Elimination de l'azote en bioréacteur à membrane sous faible rapport DCO/N: cinétique et modélisation. Université de Montpellier II.

Zhidong, L., Yong, Z., Xincheng, X., Lige, Z., and Dandan, Q. (2009). Study on Anaerobic/Aerobic Membrane Bioreactor Treatment for Domestic Wastewater. *Pol. J. Environ. Stud.* 18, 1–7.

LISTE DES ANNEXES

Annexes 1 : ratio et quantités des réactifs utilisé pour la préparation de la solution synthétique..... I

Annexes 2 : Matériels utilisés pour les analyses..... II

Annexes 3 : Schéma électrique du dispositif de la campagne 1. III

Annexes 4 : Schéma électrique du dispositif de la campagne 2IV

Annexes 5 : Image des pilotes en marche..... V

Annexes 1 : ratio et quantités des réactifs utilisé pour la préparation de la solution synthétique

Tableau récapitulatif des quantités e réactifs à prélever :

Réactifs	M (g/mol)	Ratio DCO	Ratio N	Ratio P	Quantité (g) dans 1 litre d'eau distillée
CH ₃ COONa- 3H ₂ O	163.08	0.74			28,688
NH ₄ CL	53.49		2.26		2,1134
(KH ₂ PO ₄)	174.18			0.18	0,292
(K ₂ HPO ₄)	136.09			0.23	0.375

Annexes 2 : Matériels utilisés pour les analyses



(a)



(b)



(c)



(d)

(a) : filtration sous pression (b) : etuve 105° (c) : four 550° (d) : balance precisa



(e)

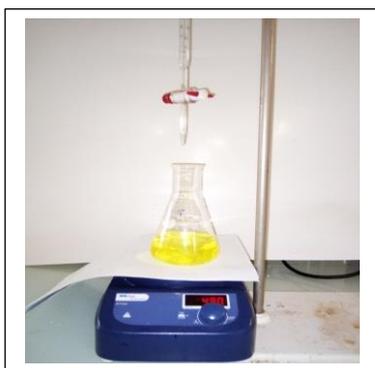


(f)

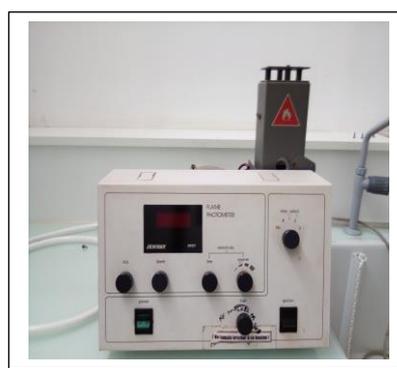


(g)

(e): kit DCO (f): thermoreacteur (g): HACH-LANGE DR3900



(h)



(i)



(j)

(h) : volumétrie (i) : spectrophotomètre à flamme (j) : débitmètre à gaz.

Annexes 3 : Schéma électrique du dispositif de la campagne 1

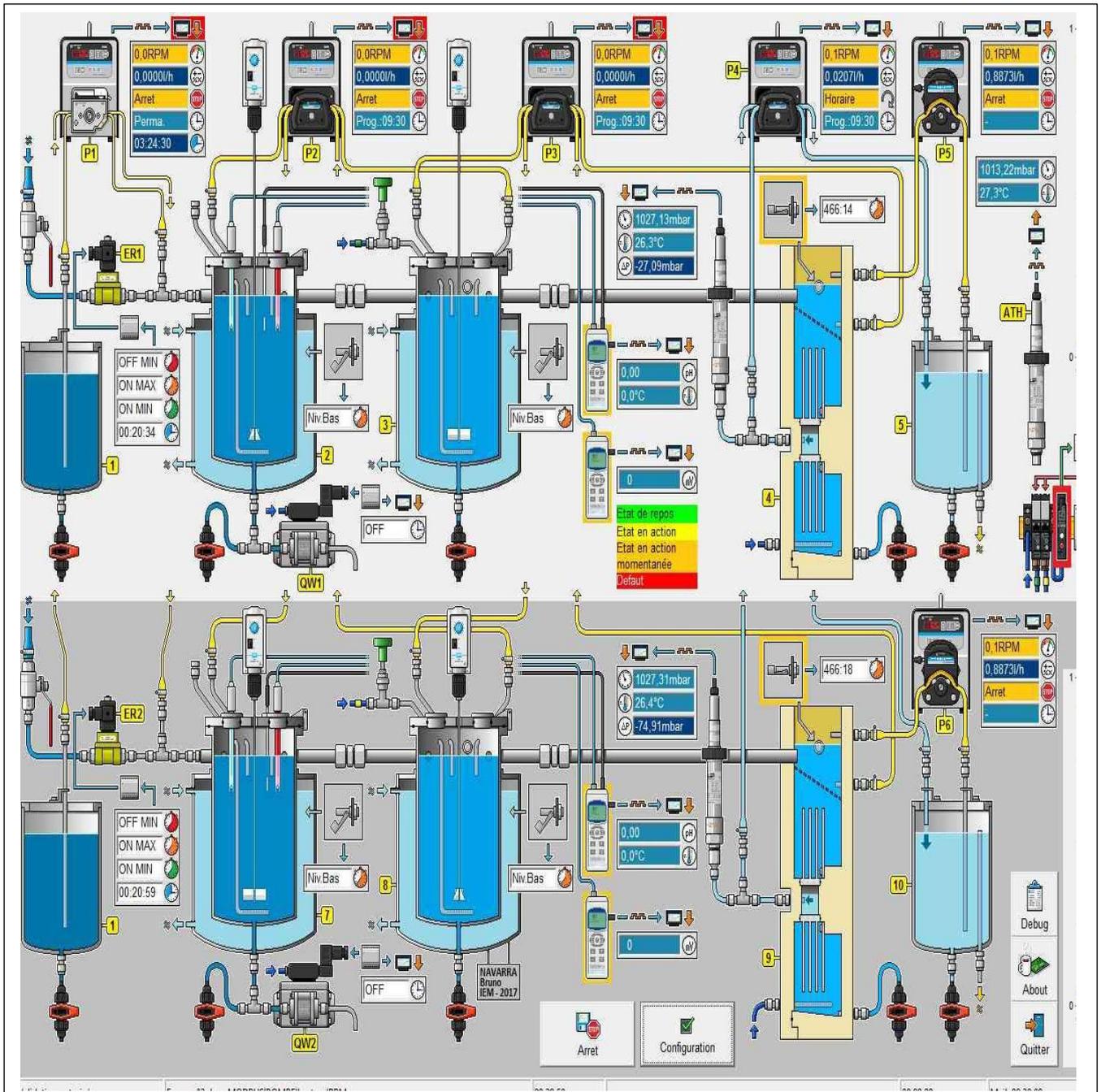


Schéma électrique du AnBRM de la campagne 1

Annexes 4 : Schéma électrique du dispositif de la campagne 2

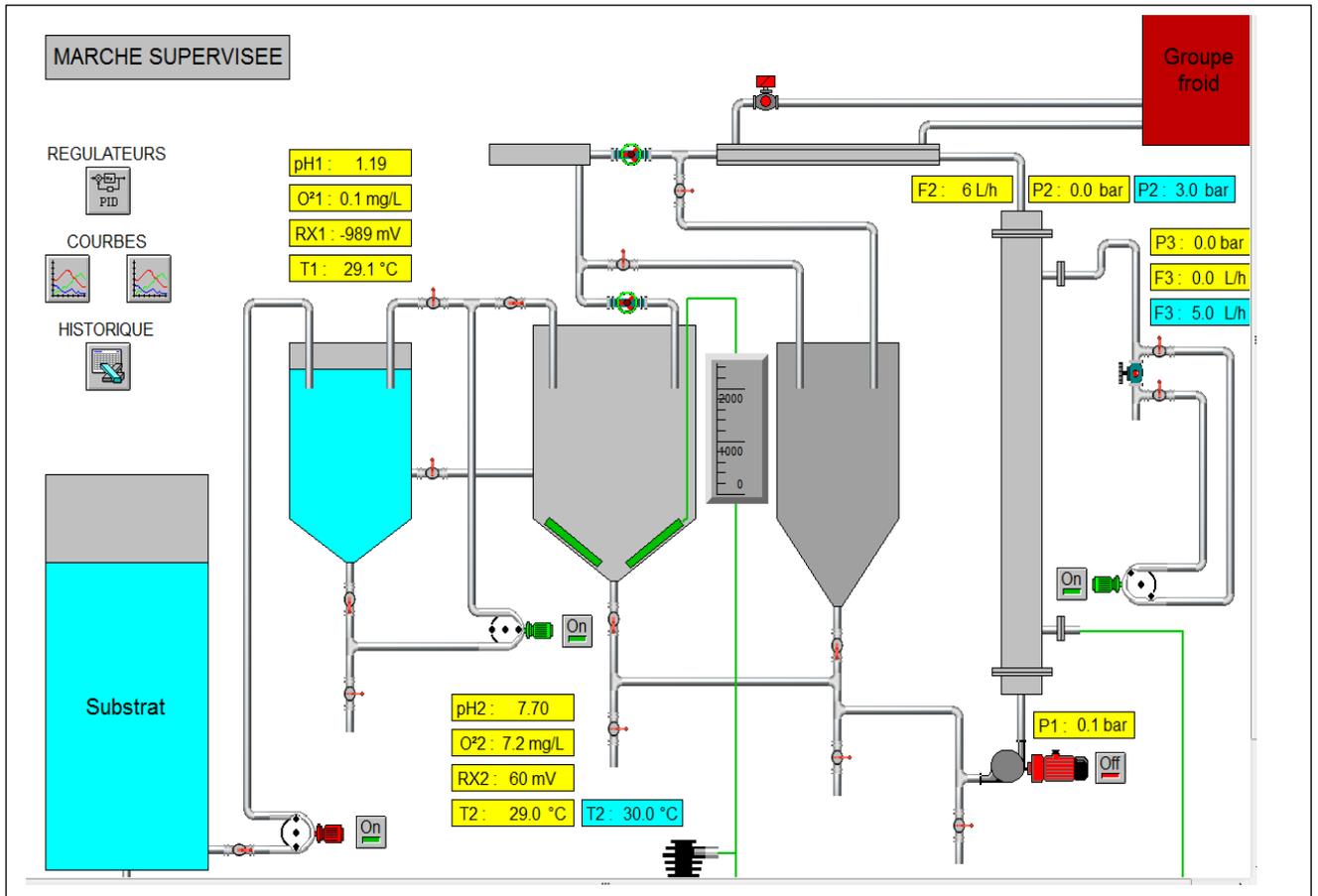


Schéma électrique du AnBRM de la campagne 2

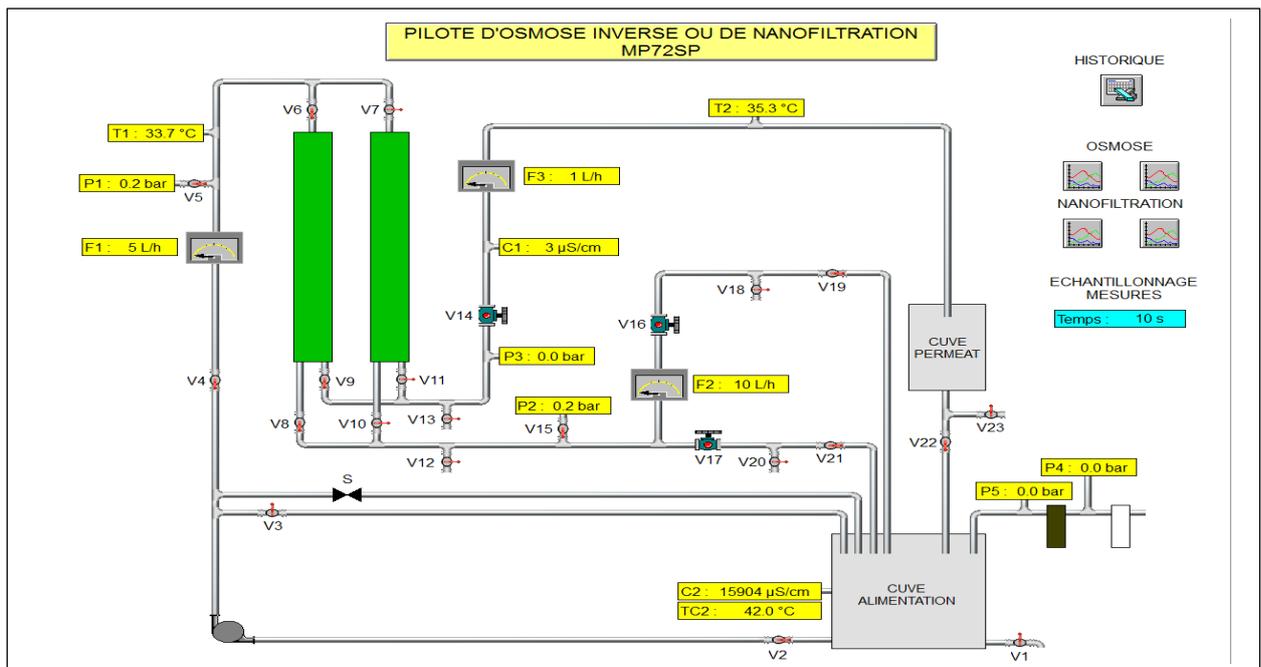


Schéma électrique du NF-OI

Couplage BRM-Nano filtration pour le traitement d'eaux usées de brasserie : Acclimatation de la biomasse et Efficacité du traitement.

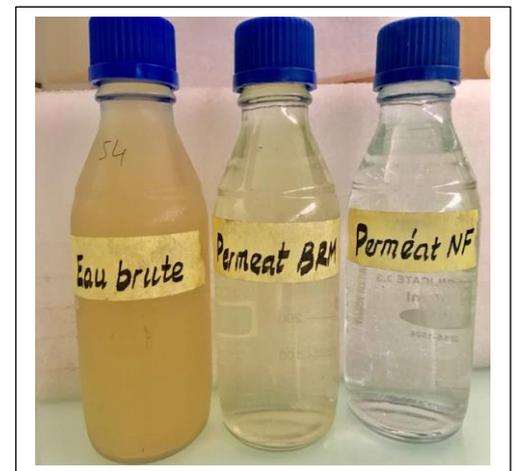
Annexes 5 : Image des pilotes en marche



Image du AnBRM de la campagne 1 en marche



Image de la NF en marche



qualité des perméats