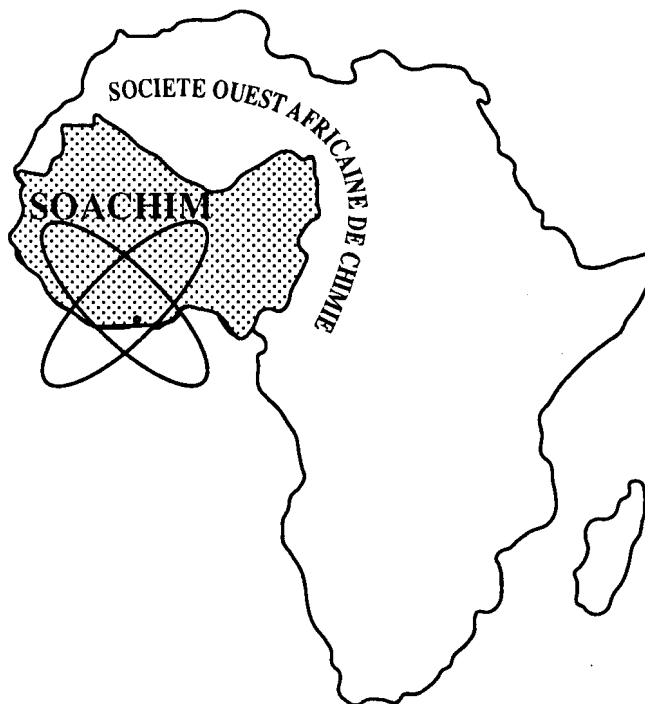


Application d'un biotraitement membranaire à l'abattement de la teneur en micropolluants d'une eau usée synthétique

Jean de Dieu Zongo, Yacouba Sanou

Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie
J. Soc. Ouest-Afr. Chim. (2026), 055 : 11 - 19
31^{ème} Année, 2026



ISSN 0796-6687

Code Chemical Abstracts : JSOCF2
Cote INIST (CNRS France) : <27680>

Site Web: <http://www.soachim.info>

Application d'un biotraitement membranaire à l'abatement de la teneur en micropolluants d'une eau usée synthétique

Jean de Dieu Zongo ⁽¹⁾, **Yacouba Sanou** ^{(2)*}

(1) *Programme Environnement et Développement durable, Université Aube Nouvelle, Ouagadougou, Burkina Faso.*

(2) *Laboratoire de Chimie Analytique, Environnementale et Bio-organique, Université Joseph KI-ZERBO, 03 BP 7021 Ouagadougou 03. Burkina Faso. Tel: +226 25 30 70 64.*

(Reçu le 08/10/2025– Accepté après corrections le 17/02/2026)

Résumé : Les effluents des stations d'épuration contiennent des polluants organiques, inorganiques et microbiens, représentant une source majeure de contamination des eaux et des sols. Ce travail vise à étudier le biotraitement des eaux usées en vue d'éliminer le bisphénol A (BPA), la demande chimique en oxygène (DCO), l'ammonium (NH_4^+) et les ortho-phosphates (PO_4^{3-}). A cet effet, les bioréacteurs à membrane (BRM) ont été utilisés en raison de leur capacité à éliminer simultanément divers polluants en une seule étape. Une eau usée synthétique a été préparée pour l'application des bioréacteurs à membrane en vue d'éliminer les micropolluants réfractaires.

Les résultats expérimentaux ont montré une réduction significative des micropolluants tels que 98% du BPA, 99% de la DCO, 100% de NH_4^+ et 74% de PO_4^{3-} . La membrane a contribué également à éliminer les matières en suspension confirmant l'efficacité du BRM à éliminer les micropolluants récalcitrants des eaux usées. Son optimisation couplée aux procédés de prétraitement renforcerait sa viabilité économique et environnementale ainsi que sa durabilité.

Mots clés : Ammonium, bioréacteur membranaire, bisphénol A, demande chimique en oxygène, phosphates.

Application of a membrane biotreatment for the removal of micropollutants from synthetic wastewater

Abstract: The effluents from wastewater treatment plants contain organic, inorganic, and microbial pollutants, representing a major source of water and soils contamination. This work aimed to study the biotreatment of wastewater by removing bisphenol A, chemical oxygen demand (COD), ammonium and phosphate. To do this, membrane bioreactors (MBR) have been applied because of their capacity to remove many pollutants at the same operation. In the implementation, synthetic wastewater has been prepared in order to remove some refractory micropollutants.

Experimental results showed a significant removal of micropollutants such as 99% of BPA, 99% of COD, 100% of NH_4^+ and 74% of PO_4^{3-} . The membrane contributed to removing suspended solid matters, confirming the effectiveness of this MBR in removing refractory micropollutants. Its optimization coupled with innovative pretreatment processes would strengthen its economic and environmental viability as well as its durability.

Key words: Ammonium, bisphenol A, chemical oxygen demand, membrane bioreactor, phosphate.

* Auteur correspondant : prosper_yacson@yahoo.fr

1. Introduction

Dans la plupart des pays africains, les eaux usées constituent une source de pollution environnementale et une menace pour la santé humaine et animale. En effet, ces eaux sont source de maladies telles que le paludisme, la dengue, le choléra et la fièvre typhoïde^[1]. Ces eaux usées industrielles ou urbaines sont riches en polluants organiques, inorganiques et microbiens ayant des effets préjudiciables pour l'écosystème^[2].

La pollution organique des eaux usées est généralement évaluée par la demande chimique en oxygène (DCO), et la demande biochimique en oxygène (DBO) permettant de retrouver les substances biodégradables et les substances récalcitrantes qui sont des composés difficilement minéralisables. Les polluants inorganiques tels que les sels minéraux, les éléments traces métalliques et les nutriments (azote et phosphore) proviennent principalement des activités industrielles entraînant l'eutrophisation et la pollution des ressources en eau^[3].

Cependant, ces eaux usées peuvent être traitées afin de servir à l'irrigation, la culture maraîchère, l'abreuvement des animaux et les besoins domestiques^[1]. Dans cette dynamique, diverses méthodes de traitement ont été développées afin de décontaminer ces eaux des polluants qu'elles renferment. Les méthodes classiques comme la précipitation chimique, l'osmose inverse, coagulation/floculation, biodégradation enzymatique, l'électrocoagulation et l'adsorption sont souvent insuffisantes ou limitées pour éliminer efficacement certains polluants des eaux usées très chargées^[4]. A cela, s'ajoutent des traitements de désinfection comme l'ozonation ou la photolyse ultraviolet utilisées pour éliminer certains agents pathogènes^[4]. Ces méthodes de traitement classiques semblent moins efficaces pour éliminer les micropolluants persistants tels que les perturbateurs endocriniens. Dans ce contexte, les bioréacteurs à membrane (BRM) offrent une technologie prometteuse, capable de traiter efficacement les eaux usées en éliminant une large gamme de polluants organiques, inorganiques et microbiens, tout en restant écologiques et automatisables^[5, 6]. Les micropolluants dans l'environnement aquatique sous forme initiale ou métabolisée posent le double problème de quantification de leur toxicité et des procédés de leur élimination^[7, 8]. Aujourd'hui, cette préoccupation ne fait l'objet d'aucune législation, ni de convention internationale afin de réguler leur utilisation. Le bisphénol A (BPA) est utilisé dans la synthèse de

polycarbonate et d'époxy-résines pour la fabrication de plastiques et d'autres résines spéciales^[9, 10]. Selon les données épidémiologiques mondiales, le BPA serait impliqué, dans l'épidémie d'obésité et de diabète de type 2^[11]. Au regard des effets néfastes du BPA, des organisations internationales telles que l'Organisation Mondiale de la Santé et l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement et l'Union Européenne, ont défini le BPA comme un polluant prioritaire en fixant la dose de référence journalière à 50 mg de BPA/kg de poids corporel^[12-14].

Au Burkina Faso, le BPA est utilisé dans la fabrication des plastiques (sachets d'eau minérale, bouteilles et conteneurs alimentaires en plastique dur) par certaines industries locales. Des concentrations en BPA variant de 2 à 8 mg/L ont été retrouvées dans les eaux de rejets issues des industries locales^[15]. Par conséquent, ces industries constituent une source de pollution de l'environnement et d'exposition au BPA pour les populations. En effet, le BPA peut être rejeté dans l'environnement au cours de sa production, sa transformation, son utilisation et son élimination. Pour contribuer à limiter la pollution au bisphénol A et certains micropolluants des eaux usées, nous nous sommes intéressés à l'application des bioréacteurs membranaires pour le traitement des eaux usées chargées en DCO, BPA, ammonium et ortho-phosphates.

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'efficacité d'un bioréacteur à membrane pour l'élimination des micropolluants des eaux usées synthétiques. Spécifiquement, il s'agit d'éliminer le bisphénol A, la demande chimique en oxygène, l'ammonium et les ortho-phosphates d'une eau usée synthétique.

2. Matériel et méthodes

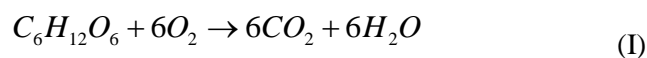
2.1. Description du dispositif expérimental

Le bioréacteur à membrane immergée (BRM) est constitué d'un réacteur à boue activée de capacité 6 L, de forme cylindrique, en PVC, à l'intérieur duquel est immergé un module membranaire à fibres creuses. La partie réactionnelle et la séparation S/L sont couplées dans le même réservoir. Un agitateur muni d'une hélice à trois palmes de 7 cm de diamètre permet de créer un flux horizontal circulaire de la liqueur mixte afin d'assurer le maintien des particules en suspension et favoriser l'homogénéisation du bioréacteur à 600 tours/min. En mode continu, le BRM est alimenté par une pompe péristaltique d'une eau usée contenue dans

un bac d'alimentation. La pompe d'alimentation est ajustée de telle sorte que le débit du perméat soit similaire au débit d'alimentation. Le filtrat est recueilli dans un réservoir pour analyser les teneurs en bisphénol A et polluants inorganiques. La teneur en oxygène dissous, la température et le pH sont suivis en continu. La membrane utilisée dans cette étude est une membrane d'ultrafiltration à fibres creuses et de type polyvinylidène fluorure avec une surface membranaire de 0,047 m² et un diamètre nominal de pore de 0,04 µm.

2.2. Préparation de l'effluent synthétique

Une eau usée synthétique ayant les caractéristiques d'une eau usée municipale contaminée par le bisphénol A, alimente le bioréacteur à membrane. Cette solution synthétique est obtenue par dilution d'une solution minérale mère (solution stock, 20 fois concentrée) avec de l'eau distillée, puis un ajout d'une masse bien connue de glucose afin d'avoir la DCO désirée. La solution minérale procure l'azote, le phosphore et les oligo-éléments nécessaires à la croissance bactérienne. La solution minérale mère est stockée à 4°C et conservée pendant 15 jours maximum. La composition du milieu de culture utilisé pour la préparation de l'effluent synthétique est présentée au **Tableau I**. La masse de glucose est déterminée à partir de son équivalent en DCO. L'équivalent DCO du glucose (C₆H₁₂O₆) correspond à la masse d'oxygène nécessaire à l'oxydation totale d'un gramme de glucose. Il a été calculé à partir de l'équation d'oxydation du glucose et correspond à 1,07 g O₂.g⁻¹ glucose (Eq. I, II et III).



$$i_{DCO(Glucose)} = \frac{m_{O_2}}{M_{Glucose}} \quad (II)$$

$$C_{Glucose} = \frac{DCO}{i_{DCO(Glucose)}} \quad (III)$$

Le taux d'abattement (%R) est calculé à partir de la relation suivante :

$$R (\%) = \frac{(C_o - C_s)}{C_o} \times 100 \quad (IV)$$

C_o : Concentration du polluant à l'entrée du bioréacteur (mg/L)

C_s : Concentration du polluant à la sortie du bioréacteur (mg/L).

Les performances du bioréacteur à membrane sont évaluées sur plusieurs jours, par le suivi des paramètres standards tels que la demande chimique en oxygène (DCO), l'azote ammoniacal (N-NH₄), le phosphore (P-PO₄), les matières en suspension (MES), les matières volatiles en suspension (MVES) et la turbidité. L'abattement du bisphénol A (BPA) est effectué à l'aide de méthodes d'analyse de polluants dans les matrices complexes (eaux usées et boues).

Une solution mère de BPA 2000 mg. L⁻¹ est préparée par dissolution d'une masse connue de bisphénol A dans du méthanol. La concentration de BPA dans l'effluent synthétique est obtenue par dilution d'un volume de la solution mère de BPA.

2.3. Conditions expérimentales

Un effluent synthétique préparé alimente quotidiennement le bioréacteur membranaire. La température et le pH sont maintenus à 20 ± 1°C et 6 ± 1 dans le bioréacteur. L'alimentation du bioréacteur et la filtration sont respectivement effectuées à un débit de 1,08 L.h⁻¹, correspondant à une densité de flux et un temps de rétention hydraulique de 22,98 L.m⁻² h⁻¹ et 5,5 h, respectivement. Une phase de démarrage a consisté à inoculer le BRM avec la boue de station d'épuration et d'en optimiser pour avoir une concentration de biomasse de 13,9 g MVES.L⁻¹. Une deuxième phase (acclimatation au bisphénol A), consiste à développer une population microbienne adaptée, possédant le matériel enzymatique capable de dégrader le bisphénol A. Ainsi, la concentration de BPA dans l'effluent d'alimentation a graduellement été majorée de 1 à 15 mg. L⁻¹ (charge organique de BPA variant de 0,2337 à 0,3377 g BPA. g⁻¹ MVES jr⁻¹ pour le BRM), tandis que la DCO totale a été maintenue à 1000 mg O₂. L⁻¹ par une diminution progressive de la concentration de substrat biodégradable (glucose). Après les phases de démarrage et d'acclimatation au bisphénol A, le BRM est suivi sur une longue période au cours de laquelle, la concentration de BPA dans l'effluent d'alimentation était maintenue à 1 mg. L⁻¹ (charge organique de BPA de 4,32 g BPA. g⁻¹ MVES jr⁻¹), tandis que la DCO totale a été maintenue à 1000 mg O₂.L⁻¹. Aucune purge de boue n'était effectuée à part les prélèvements occasionnels pour analyses. Le **Tableau II** résume les conditions de fonctionnement du bioréacteur au cours de sa phase de suivi.

2.4. Analyses physico-chimiques de l'eau usée avant traitement

Un pH-mètre équipé d'une électrode référence Ag/AgCl a été utilisé pour mesurer le pH et un thermomètre pour mesurer la température. Une sonde à oxygène mesure en continue la concentration d'oxygène dissous. L'analyse de la demande chimique en oxygène a été effectuée par colorimétrie au dichromate de potassium suivi de titration au sel de Mohr. Les matières en suspension (MES) sont déterminées par filtration sur des papiers wattman 0,1 mm et séchage à 105°C pendant 24 h. Les matières volatiles en suspension (MVES) sont ensuite obtenues par chauffage à 550 °C pendant 24 h. Un volume de 1 mL est prélevé pour l'analyse du BPA en chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS).

L'ammonium (NH₄⁺) et les ortho-phosphates (PO₄³⁻) sont analysés simultanément par colorimétrie avec un spectrophotomètre Ultraviolet NanoStar (UV-Vis). Expérimentalement, l'ammonium réagit à 60°C, en présence de salicylate et de chlore actif pour former un complexe vert dont l'absorption maximale est obtenue à la longueur d'onde de 660 nm. En milieu acide, l'ion orthophosphate réagit avec le molybdate d'ammonium et le tartrate d'antimoine et de potassium pour former un complexe qui est réduit avec l'acide ascorbique pour former un autre complexe bleu dont l'absorbance

à 880 nm est proportionnelle à la concentration d'orthophosphate dans l'échantillon.

2.5. Analyse de l'eau traitée

Des prélèvements sont effectués deux fois par semaine afin de déterminer la composition de la liqueur mixte, de contrôler les paramètres de fonctionnement des bioréacteurs, d'évaluer l'activité biologique et la qualité de l'eau traitée. Les performances de traitement des bioréacteurs et le développement de la biomasse sont évalués à travers les matières en suspension, les matières volatiles en suspension et la DCO. Les prélèvements sont effectués à l'entrée du bioréacteur (alimentation), dans le bioréacteur (liqueur mixte) et à la sortie du bioréacteur membranaire (perméat). Les analyses de pH, MES, MVES, DCO, NH₄⁺ et PO₄³⁻ ont été effectuées au cours du traitement. Pour les analyses ne pouvant être effectuées le jour même, les échantillons sont acidifiés (pH < 2) immédiatement par H₂SO₄ (98%) après le prélèvement afin d'inhiber toute activité biologique et conservés à 4°C jusqu'à leur analyse. Les échantillons (eaux et boues) destinés aux analyses du BPA sont prélevés dans des contenants en verre ambré et stockés à -4°C. Les échantillons de boues sont lyophilisés, homogénéisés et stockés à 4°C jusqu'à leur analyse.

Tableau I : Composition de l'effluent synthétique alimentant le bioréacteur

Composé	(NH ₄) ₂ SO ₄	MgSO ₄	CaCl ₂ .2H ₂ O	FeCl ₃	CuSO ₄	Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O
Concentration (mg.L ⁻¹)	354	34,7	22,1	11,6	0,07	0,10
Composé	MnSO ₄ . H ₂ O	ZnCl ₂	CoSO ₄ .7H ₂ O	Na ₂ CO ₃	C ₆ H ₁₂ O ₆	KH ₂ PO ₄
Concentration(mg.L ⁻¹)	0,12	0,23	0,48	429	938	92,2

Tableau II : Conditions de fonctionnement du bioréacteur en présence de BPA

Paramètres	Valeur
TRH (h)	5,5
MVES (g. L ⁻¹)	7,5-21,1
Charge volumique (kg DCO. m ⁻³ jr ⁻¹)	3,5-4,8
Charge massique (kg. DCO. kg ⁻¹ MVES jr ⁻¹)	0,2-0,5
Charge volumique BPA (g BPA. m ⁻³ jr ⁻¹)	2,7-5,02
Charge massique BPA (g BPA. kg ⁻¹ MVES jr ⁻¹)	0,19-0,59

3. Résultats et discussion

3.1. Abattement du Bisphénol A

La performance du BRM pour l'abattement du bisphénol A est évaluée pendant 30 jours. Au cours de cette période, les concentrations du BPA à l'entrée du BRM ont varié entre 0,63 et 1,16 mg L⁻¹. La **Figure 1** illustre l'évolution du taux d'abattement dans le BRM en fonction de la concentration initiale du BPA. L'abattement du BPA augmente de 88,45% à 99,8% quand sa teneur initiale augmente jusqu'à une concentration de 1,05 mg/L à partir de laquelle une légère diminution de la performance du BRM est constatée. Le meilleur abattement du BPA (99,8%) est obtenu avec une concentration initiale de 1,05 mg/L. On constate une augmentation de la quantité de BPA adsorbé à l'équilibre avec l'augmentation des concentrations initiales en BPA. Ceci résulterait de l'augmentation de la force d'entraînement du BRM avec l'augmentation de la concentration en BPA. Ce résultat est comparable aux travaux rapportés dans la littérature [16, 17, 18] qui ont conclu sur la grande performance des BRM pour l'élimination du BPA. En utilisant 0,2 g d'organo-argile chargée, le taux d'adsorption du BPA était supérieur à 98 % [15]. Cette performance du BRM pour l'élimination du BPA serait aussi liée au pH du milieu qui favoriserait l'ionisation du BPA et les interactions électrostatiques avec la membrane contribuant efficacement à la rétention du BPA.

3.2. Abattement de la demande chimique en oxygène

La concentration de la demande chimique en oxygène (DCO) à l'entrée du BRM est variée entre 800 et 1100 mg O₂. L⁻¹, correspondant à des charges volumiques comprises entre 3,5 et 4,8 kg DCO m⁻³.j⁻¹. La **Figure 2** montre l'évolution de la DCO dans le BRM en fonction de sa teneur initiale. Le taux d'abattement de la DCO diminuait de 100% à 95,2% indiquant que le BRM est plus efficace aux faibles concentrations en DCO. En effet, les concentrations résiduelles de DCO à la sortie du BRM sont ≤ 10 mgO₂. L⁻¹ dans la gamme de 800 à 988 mg O₂. L⁻¹. Ces concentrations résiduelles observées à la sortie du BRM sont largement inférieures aux normes de rejet. Aussi, les concentrations de DCO mesurées dans le surnageant de la liqueur mixte du BRM ont varié entre 68 et 335 mg O₂. L⁻¹. Les calculs révèlent une contribution moyenne de 19% par la membrane dans l'abattement de la DCO, contre 80 à 81% pour le bioréacteur. L'abattement de la DCO dans les conditions étudiées est du même ordre

qu'en absence du bisphénol A dans l'eau usée synthétique alimentant le BRM, indiquant qu'aucune compétition n'existe entre le BPA et la DCO sur la membrane du bioréacteur. Les taux d'abattement élevés (100% de DCO et 99,8% du BPA) sont en accord avec une étude antérieure, qui a indiqué une efficacité remarquable des BRM pour éliminer des composés organiques complexes [19]. Toutefois, la contribution de la membrane à l'abattement de la DCO était de 19% mettant en évidence la prédominance du bioréacteur dans la dégradation des polluants organiques comme indiqué dans les travaux de Grasmick *et al.* [8], selon lesquels la biomasse joue un rôle central dans l'élimination de la DCO.

Cette étude met en évidence une diminution séquentielle du temps de rétention hydraulique (TRH) qui passe de 5,5 h à 4 h et cette diminution du temps n'a révélé aucun effet important sur la performance du BRM dans l'abattement de la DCO et les concentrations de DCO résiduelles observées à la sortie du BRM (**Tableau III**). L'absence d'effet significatif du temps de rétention hydraulique (TRH) suggère que le renouvellement rapide de la biomasse dans le bioréacteur permet de maintenir une efficacité élevée, même à des TRH plus courts comme indiqués par Melin *et al.* [20], qui ont rapporté une stabilité de la performance des BRM à des TRH réduits. Ce phénomène est particulièrement intéressant pour une mise en œuvre à grande échelle car il garantit une performance constante, même sous des conditions opératoires fluctuantes. Ce temps de rétention hydraulique est situé dans la gamme de 4 à 8 h indiquant l'excellente performance du BRM dans le traitement des eaux usées, surtout l'élimination des micropolluants comme révélé dans la littérature [21].

3.3. Abattement de l'ammonium

La **Figure 3** montre la performance du BRM pour l'élimination de l'azote ammoniacal (N-NH₄) appelé ammonium. Les concentrations initiales en ammonium (NH₄⁺) ont été variées de 10,2 à 69,4 mg. L⁻¹ et les concentrations résiduelles à la sortie étaient toutes inférieures à 0,1 mg.L⁻¹. Ce résultat montre une efficacité de nitrification remarquable avec un taux d'abattement de 100% à partir d'une teneur initiale en ammonium de 48,46 mg/L. Dans le surnageant de la liqueur mixte du BRM, les concentrations résiduelles en ammonium variaient entre 0,2 et 5,3 mg.L⁻¹. Les calculs révèlent une contribution moyenne de 6% pour

la membrane et de 94% pour le bioréacteur dans l'abatement de l'ammonium. Cette nitrification très poussée dans le BRM qui est très sensible à l'azote serait due au temps de rétention des solides (TRS) très élevé. Cela favorise le développement de microorganismes à taux de croissance très lent tels que les bactéries nitrifiantes capables de réduire l'ammonium en nitrates ou nitrites. Aussi, le fait que le BRM fonctionne à des concentrations en biomasse très élevées favorise l'intensification de l'activité bactérienne, et donc de la nitrification. Ce résultat est comparable aux données rapportées dans la littérature [22-24], indiquant une performance similaire dans des

systèmes BRM fonctionnant avec un âge de boue (TRS) élevé. L'augmentation de la concentration de biomasse semble effectivement favoriser l'intensification de la nitrification, permettant ainsi un traitement efficace de l'azote ammoniacal. Ce phénomène est corroboré par les travaux rapportés dans la littérature [4, 25, 26], qui ont souligné l'importance d'une concentration élevée en biomasse pour une nitrification efficace dans le BRM. D'autres études ont révélé un taux de nitrification entre 90 et 98% avec une corrélation entre l'abatement du BPA et la nitrification dans le BRM impliquant une biotransformation du BPA [27, 28].

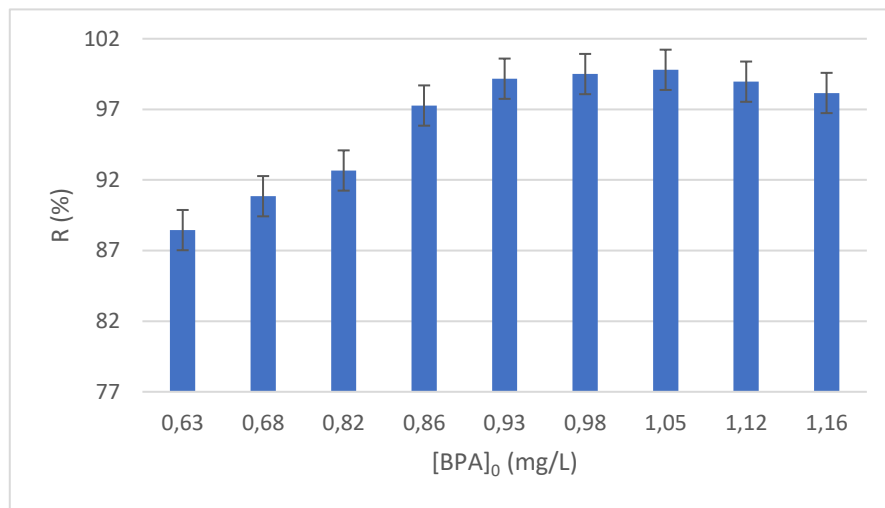


Figure 1 : Évolution du bisphénol A dans le BRM

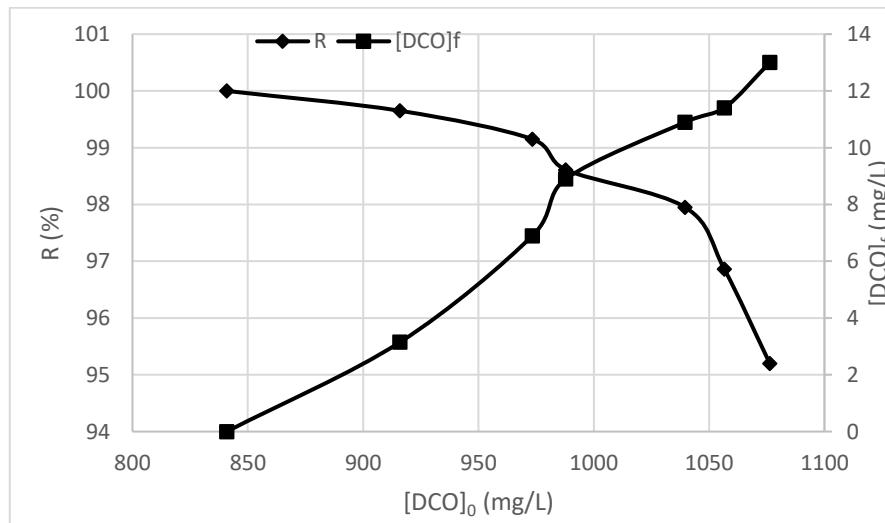


Figure 2 : Évolution de la DCO dans le BRM

Tableau III : Effet du TRH sur la performance du BRM dans l'abatement de la DCO

Essai	Durée (jr)	TRH (h)	DCO résiduelle (mg O ₂ . L ⁻¹)	Abattement moyen DCO (%)
1	5	5,5	10	99
2	3	5	16	99
3	5	4,5	16	98,5
4	3	4	20	98

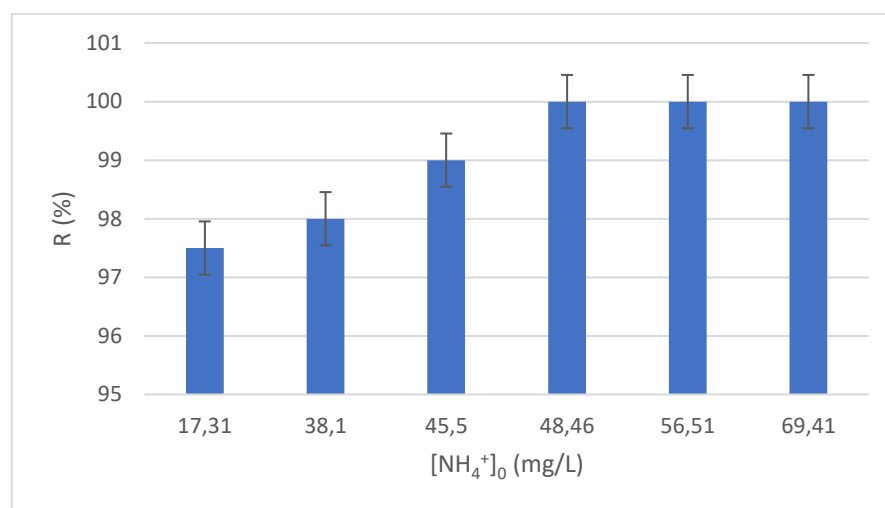


Figure 3 : Évolution de l'ammonium dans le BRM

3.4. Abatement des ortho-phosphates

La **Figure 4** montre la performance du BRM pour l'élimination des ortho-phosphates (P-PO₄³⁻). Lorsque les concentrations en phosphates à l'entrée du BRM étaient variées entre 13 et 24,8 mg. L⁻¹, les concentrations résiduelles à la sortie (après traitement) variaient entre 11,8 et 6,35 mg.L⁻¹, correspondant à des taux d'abattement variant entre 9,25 et 74,35%. L'abattement des phosphates augmentait avec la teneur initiale en phosphate indiquant une large disponibilité du BRM mais l'abattement des ortho-phosphates est relativement faible comparativement aux autres micropolluants qui sont efficacement éliminés. En effet, l'absence de phase anaérobie dans le système ne favorise pas l'activité des bactéries PAO (Phosphate accumulating organism) responsables de l'élimination biologique du phosphore. La faible élimination des phosphates est principalement liée à l'assimilation de la biomasse, mettant en lumière une non sensibilité du BRM dans l'élimination de ce polluant, en particulier en l'absence de phase anaérobie. Cela rejoint les

travaux de Barrios-Martinez *et al.* [16], qui ont indiqué que l'absence de phase anaérobie réduit l'efficacité de l'abattement des ortho-phosphates dans le BRM. L'intégration d'une phase aérobie pourrait ainsi améliorer de manière significative l'abattement des phosphates par le BRM.

3.5. Élimination des matières en suspension

L'eau traitée à la sortie du BRM était exempte de matières en suspension (MES) durant toute la durée de fonctionnement du BRM, malgré les concentrations élevées et variables des matières en suspension observées dans le volume réactionnel du BRM. Le taux de rétention des MES était toujours de 99,99% (≈100%), indiquant que la membrane utilisée est très efficace et sensible aux MES. Ce résultat est cohérent avec ceux de Cicek *et al.* [5], qui ont révélé que les membranes du BRM sont extrêmement efficaces pour filtrer les particules fines, garantissant ainsi une eau traitée d'excellente qualité.

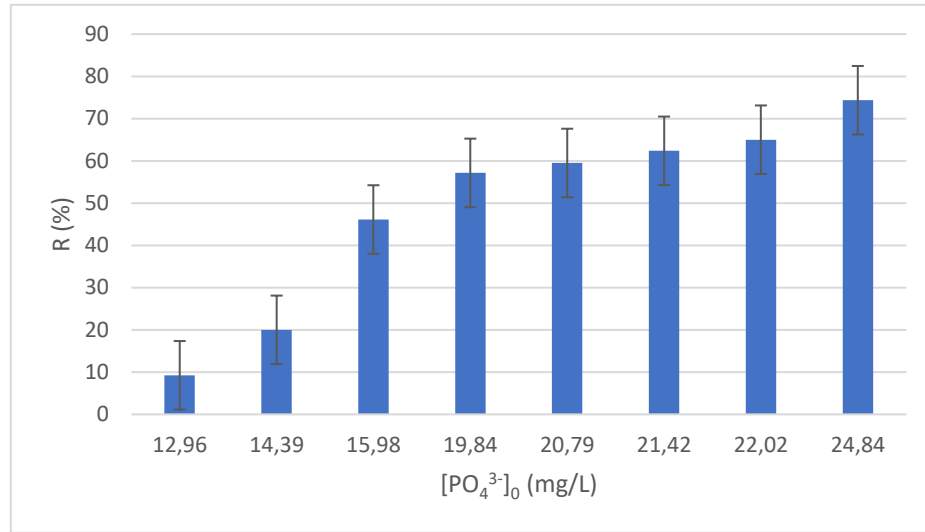


Figure 4 : Évolution des phosphates dans le BRM

Enfin, la stabilité de l'activité biologique mesurée par la vitesse de consommation spécifique d'oxygène reste relativement constante au cours du temps, malgré une légère diminution de la minéralisation de la biomasse. Cela soutient l'idée que le BRM maintient une activité biologique stable à long terme comme indiqués par Yang *et al.* [7] qui ont montré une stabilité de la biomasse malgré l'augmentation de l'âge des boues. La sensibilité et l'efficacité des membranes à retenir totalement les MES sont corroborées par les données rapportées dans une étude antérieure [29]. Ce résultat confirme l'excellente performance du BRM dans le traitement des eaux usées, surtout l'élimination des micropolluants comme révélé dans la littérature [30, 31].

4. Conclusion

Cette étude a permis d'évaluer la performance du bioréacteur à membrane (BRM) dans le traitement des eaux usées, principalement l'abattement des polluants organiques, inorganiques et microbiens. Elle a révélé l'efficacité remarquable du BRM dans l'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO), du bisphénol A (BPA) et de l'ammonium avec des taux d'abattement allant à 98-100%. En effet, un taux d'abattement moyen de la DCO de 100% a été atteint aux faibles teneurs initiales, dont 81% par le bioréacteur et 19% par la séparation membranaire. L'ammonium est totalement éliminé (100%) à partir d'une teneur de 48,46 mg/L tandis que l'abattement du phosphore a varié entre 9,25% et 74,35% durant le traitement. L'ajout d'une phase aérobie pourrait renforcer

l'abattement des ortho-phosphates. Aussi, 98% du BPA a été éliminé confirmant que le BRM est une technologie efficace pour le traitement des eaux usées contaminées par ce perturbateur endocrinien. La performance du BRM pourrait être améliorée par l'intégration d'une phase de prétraitement en milieu aérobie avec différents types de membrane.

5. Références

- [1] Sanou Y. Etude des performances des charbons actifs, du granulé d'hydroxyde ferrique et la latérite pour l'élimination de la demande chimique en oxygène, du calcium et de l'arsenic des eaux. Thèse unique de doctorat, Université Ouaga 1 Pr Joseph KI-ZERBO, Burkina Faso, 2017, 2-5.
- [2] Bliefert C., Perraud R. Chimie de l'Environnement : air, eau, sols, déchets. Traduction et adaptation française. De Boeck Université Sorbonne Ansasse s. a. Paris, France et Bruxelles, 2001, Belgique.
- [3] Lyko S., Wintgens T., Melin T. Estrogenic trace contaminants in wastewater - Possibilities of membrane bioreactor technology. *Desalination*. (2005) 178, 95-105.
- [4] Raghavacharya C. Colour removal from industrial effluents-a comparative review of available technologies. *Chem. Eng. World*. (1997) 32, 53-54.
- [5] Cicek N., Winnen H., Suidan M.T., Wrenn B.E., Urbain V., Manem J. Effectiveness of the membrane bioreactor in the degradation of high molecular weight compounds. *Water Res*. (1998) 32(5), 1553-1563.
- [6] Yang W., Cicek N. Treatment of swine water by submerged membrane bioreactors with consideration of estrogenic activity removal. *Desalination*. (2008) 231, 200-208.
- [7] Yang W., Cicek N., Ilg J. State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial

- applications in North America. *J. Membr. Sci.* (2006) 270 (1-2), 201-211.
- [8] Grasmick A., Cabassud C., Spérandio M., Wisniewski C. Les bioréacteurs à membrane appliqués au traitement des eaux usées. *Les techniques de l'ingénieur.* (2007), Ref. W 4140.
- [9] Arnold S. M., Clark K. E., Staples C. A., Klecka G. M., Dimond S. S., Caspers N., Hentges S. G. Relevance of drinking water as a source of human exposure to bisphenol A. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* (2013) 23, 137-144.
- [10] Zhang Z., Alomirah H., Cho H-S., Li Y-F., Liao C., Minh T. B., Mohd M. A., Nakata H., Ren N., Kannan K. Urinary bisphenol A concentrations and their implications for human exposure in several Asian countries. *Environ. Sci. Technol.* (2011) 45, 7044-7050.
- [11] Chevalier N. Les perturbateurs endocriniens : de nouveaux acteurs dans l'épidémie d'obésité et de diabète de type 2. Corresp. En Métabolismes Horm. Diabètes Nutr. XVIII., 2014, 248-252.
- [12] World Health Organisation/ European Centre for Environment and Health. European workshop on the impact of endocrine disruptors on human health and wildlife. (2-4 December 1996, Weybridge, UK). Rep. Proceedings, Publ. EUR Paris Fr. EUR 17549 (1996).
- [13] United States Environmental Protection Agency. Special report on environmental endocrine disruption: an effects assessment and analysis. USEPA, EPA/630/R-96/01, Washington, 1997.
- [14] Vom Saal F. S. and Welshons W. V. Large effects from small exposures: the importance of positive controls in low-dose research on bisphenol A. *Environ. Res.* (2006) 100, 50-76.
- [15] Garikoe I. Contribution à l'étude des organo-argiles : préparation, caractérisations physicochimiques et application à l'adsorption du bisphénol A. Thèse unique, Université Joseph KI-ZERBO, Burkina Faso, 2022, 2-142.
- [16] Barrios-Martinez A., Barbot E., Marrot B., Moulin P., Roche N. Degradation of synthetic phenol-containing wastewaters by BRM. *J. Membr. Sci.* (2006) 28(1), 288-296.
- [17] Chen J., Huang X., Lee D. Bisphenol A removal by a membrane bioreactor. *Process Biochem.* (2008) 43, 451-456.
- [18] Burzio C., Ekholm J., Modin O., Falås P., Svahn O., Persson F., Van Erp T., Gustavsson D.J.I., Wilén B.-M. Removal of organic micropollutants from municipal wastewater by aerobic granular sludge and conventional activated sludge. *J. Hazard. Mater.* (2022) 438, 129528
- [19] Zhang D., Verstraete W. The treatment of high strength wastewater containing high concentrations of ammonium in a staged anaerobic and aerobic membrane bioreactor. *J. Environ. Eng. Sci.* (2002) 1, 303-310.
- [20] Melin T., Jefferson B., Bixio D., Thoeye C., De Willde W., De Koning J., Van Der Graaf J., Wintgens T. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination* (2006) 187, 271-282.
- [21] El-Ghorab H. M., Abdel Azeem M. M., Badawy M. I., Gad Allah T. A., Abdel Wahed M. S., Abdelmomen M. M. Navigating the Membrane Bioreactors Operational Parameters in Eliminating Emerging Contaminants from Wastewater: A Review. *Egypt. J. Chem* (2025) 68 (9), 183 – 204.
- [22] Pellegrin M. L., Wisniewski C., Grasmick A., Tazi-Pain A., Buisson H. Sequenced aeration in a membrane bioreactor: specific nitrogen removal rates. *Can. J. Chem. Eng.* (2002) 80, 386-392.
- [23] Delgado S., Diaz F., Villarroel R., Vera L., Diaz R., Elmaleh S. Nitrification in a hollow-fibre membrane bioreactor. *Desalination* (2002) 146, 445-449.
- [24] Holakoo L., Nakhla G., Bassi A.S., Yanful E. K. Long term performance of BRM for biological nitrogen removal from synthetic municipal wastewater. *Chemosphere* (2007) 66, 849-857.
- [25] Baek S. H., Pagilla K. R. Simultaneous nitrification and denitrification of municipal wastewater in aerobic membrane bioreactors. *Water Environ. Res.* (2008) 80(2), 109-117.
- [26] Birima A. H., Megat Mohd Noor M. J., Muyibi A. S., Idris A. Simultaneous organic and nitrogen removal using anoxic-aerobic membrane bioreactor. *Int. J. Eng. Technol.* (2005) 2(2), 36-42.
- [27] Abdul Rahiman S., Qiblawey H. Anammox-MBR Technology: Breakthroughs and Challenges in Sustainable Nitrogen Removal from Wastewater. *Membranes* (2025) 15, 337. <https://doi.org/10.3390/membranes15110337>.
- [28] Cao X., Liu C., Zhang X., Huang H., Fan X., Chen C., Duan X., Chen Y. Bisphenol A removal with nitrification and denitrification: Occurrence, mechanism, and microbial mutualism. *Critical Reviews in Environ. Sci. Technol.* (2025) 55(8), 553-577. <https://doi.org/10.1080/10643389.2024.2429228>.
- [29] Le-Clech P., Chen V., Fane Tony A.G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment (review). *J. Membr. Sci.* (2006) 28, 17-53.
- [30] Deschamps L., Merlet D., Lemaire J., Imatoukene N., Filali R., Clément T., Lopez M., Theoleyre M.-A. Excellent performance of anaerobic membrane bioreactor in treatment of distillery wastewater at pilot scale. *J. Water Process Eng.* (2021) 14, 102061. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102061>.
- [31] Robles Á., Durán F., Giménez J. B., Jiménez E., Ribes J., Serralta J., Seco A., Ferrer J., Rogalla F. Anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) treating urban wastewater in mild climates. *Biores. Technol.* (2020) 314, 123763. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123763>