

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mouloud MAMMERY de Tizi Ouzou
Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques
Département d'Agronomie



Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme de Master en Sciences Agronomiques

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Agronomiques

Spécialité : Eau et Environnement

Thème

Fabrication d'une membrane nanocomposite pour une application au traitement de l'eau de mer

Réalisé par

M. MOHAND OUSSAID Amayas

Encadré par

Mme. BERROUANE N.
M. LOUCIF SEIAD M.

Promotrice
Co-Promoteur

Présenté le 16 – 07 – 2023 devant le jury

M. METAHRI Md. Said
Mme. YAKOUBI S.
Mme. BERROUANE N.

Maitre de Conférences A
Maitre-Assistant B
Maitre-Assistant B

Président
Examinateur
Promoteur

Promotion 2022-2023

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mouloud MAMMERY de Tizi Ouzou
Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques
Département d'Agronomie



Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme de Master en Sciences Agronomiques

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Agronomiques

Spécialité : Eau et Environnement

Thème

Fabrication d'une membrane nanocomposite pour une application au traitement de l'eau de mer

Réalisé par

M. MOHAND OUSSAID Amayas

Encadré par

Mme. BERROUANE N.
M. LOUCIF SEIAD M.

Promotrice
Co-Promoteur

Présenté le 16 – 07 – 2023 devant le jury

M. METAHRI Md. Said
Mme. YAKOUBI S.
Mme. BERROUANE N.

Maitre de Conférences A
Maitre-Assistant B
Maitre-Assistant B

Président
Examinateur
Promoteur

Remerciements

Ce mémoire est le fruit des efforts fournis et des sacrifices consentis par plusieurs personnes que je ne pourrai oublier de remercier.

Mes remerciements s'adressent tout d'abord à **Dieu** tout puissant de m'avoir donné le courage, la force et la patience d'achever ce modeste travail

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué au succès de mon expérimentation et qui m'ont aidé lors de la rédaction de ce mémoire.

Je voudrais dans un premier temps remercier, mes encadreurs de mémoire **Mme. BERROUANE** et **M. LOUCIF SELAD**, pour leur patience, leur disponibilité et surtout leur judicieux conseils, qui ont contribué à alimenter ma réflexion.

J'aimerais aussi adresser mes remerciements à **M. METAHRI** pour avoir accepté de présider le jury et à **MME. YAKOUBI** d'avoir examiné ce travail.

Je remercie également toute l'équipe pédagogique de ma spécialité et les intervenants responsables de ma formation, en particulier **M. BERRADJ** et **M. CHERFOUH**, vos paroles, écrits, conseils et critiques m'ont guidé durant ce parcours.

Je tiens à témoigner toute ma reconnaissance aux personnes suivantes, pour leur aide dans la réalisation de ce mémoire :

M. BEN AHMED M., M. ZOULIM, M. ainsi que **toute l'équipe de la station ADE de Souk El Djemaa** pour m'avoir accordé l'accès au laboratoire de la station et avoir répondu à toutes mes questions.

Mes parents, mes amis, ma famille et toute personne chère à mes yeux pour leur soutien constant et leurs encouragements.

A la mémoire de **ma grand-mère, mon grand-père, mon oncle** ainsi que **mon cousin**, j'espère que, là où vous êtes, vous êtes fiers de moi et que je vous ai honoré

A mes chers parents

Quoi que je dise ou que je fasse, je n'arrivai jamais à vous remercier comme il se doit. C'est grâce à vos encouragements, votre bienveillance et votre présence à mes côtés, que j'ai réussi ce respectueux parcours.

Je souhaite que vous soyez fière de moi, et que j'ai pu répondre aux espoirs que vous avez fondé en moi

A mes chers amis **Yanis, Mehana, Lounes, Amine, Arezki, Ramu, Aziz, Mustapha et Lisa**

Merci pour votre soutien moral, votre confiance et vos conseils précieux, qui m'ont aidé dans les moments les plus difficiles.

Je vous souhaite le bonheur et la réussite dans vos vies.

A mes enseignants

Pour tous les efforts que vous avez fournis afin de nous former.

A Lynda

Pour ton soutien moral et physique ainsi que ces beaux moments vécus durant ces années difficiles.

A toute ma famille

À travers ces lignes je ne peux pas vous décrire tous mes sentiments d'amour, le seul mot que je puisse dire est merci, vraiment merci beaucoup à toute personne qui a contribué à la réalisation de ce mémoire.

Figure 1 : Répartition de l'eau sur la terre (Samhari O., 2021).....	5
Figure 2 : Pénurie d'eau dans le monde (données de la FAO, 2014).	8
Figure 3 : Schéma classique d'un système de dessalement (Maurel, 2006).....	27
Figure 4 : Procédés de dessalement industriels (Maurel, 2006)	27
Figure 5 : Cinq types de membranes nanocomposites : A – Membrane conventionnelle ; B – Membrane à revêtement de surface ; C – TFC avec substrat nanocomposite ; D – Nanocomposite à film mince et E – TFC revêtu en surface	36
Figure 6 : 1g de poudre de PVA	50
Figure 7 : Solution de 10% PVA.....	50
Figure 8 : Chauffage et agitation de la solution 10% PVA	50
Figure 9 : 0.5g d'Acide Borique.....	51
Figure 10 : Solution de 5% Acide Borique.....	51
Figure 11 : Agitation de la solution 5% Acide Borique.....	52
Figure 12 : 1g de PVA, 0.5g d'Acide Borique et 0.1g de Charbon Actif.....	53
Figure 13 : Solution de 10% PVA et solution de 5% Acide Borique	53
Figure 14 : Rajout du Charbon Actif (0.1g) à la solution 10% PVA.....	54
Figure 15 : Agitation de la solution 5% Acide Borique	54
Figure 16 : Pesée de 35g de NaCl à l'aide d'une balance de précision	55
Figure 17 : Solution de 3.5%NaCl	55
Figure 18 : Filtration de la solution salée sur rampe de filtration (Membrane PVA/AB)	56
Figure 19 : Filtration de la solution salée sur rampe de filtration (Membrane PVA/CA/AB)	56
Figure 20 : Analyse de différents paramètres des échantillons à l'aide d'un multiparamètres (Hach SL 1000) et d'un turbidimètre (Hach 2100Q is).....	56

Tableau 1 : Concentration en sels des différentes mers (Maurel, 2006)	18
Tableau 2 : Composition de différentes eaux de mers en ions (ppm) (Maurel, 2006)	19
Tableau 3 : Descriptions des éléments nutritifs rencontrés dans l'eau de mer (d'après Brown et al., 1997).....	20
Tableau 4 : Taille caractéristique et concentration usuelle des fractions des MONs particulièrement étudiées en dessalement d'eau de mer (Fiella, 2014).....	22
Tableau 5 : Composition des cinq fractions représentatives du carbone organique dissous d'une eau par LC-OCD (Huber et al., 2011)	23
Tableau 6 : Fluorophores majeurs de l'eau de mer rencontrés sur une matrice de fluorescence (Coble, 1996, Stedmon et al., 2003).....	25
Tableau 7 : Caractéristiques des opérations de désalinisation (Mohsen et Al-Jayyousi, 1999)	31
Tableau 8 : Résultats obtenus pour chaque paramètre des 3 échantillons : Eau salée, Eau filtrée à travers la membrane PVA/AB, Eau filtrée à travers la membrane PVA/CA/AB	58
Tableau 9 : Tableau comparatif entre les résultats obtenus pour l'eau filtrée à travers la membrane PVA/AB et les normes de potabilité de l'Organisation Mondiale de la Santé (2006)	61
Tableau 10 : Tableau comparatif entre les résultats obtenus pour l'eau filtrée à travers la membrane PVA/CA/AB et les normes de potabilité de l'Organisation Mondiale de la Santé (2006)	61

Liste des abréviations

COA : Carbone Organique Assimilable

COD : Carbone Organique Dissous

CODB : Carbone Organique Dissout Biodégradable

COT : Carbone Organique Total

Da : Dalton (1Da = 1g/mol)

DM : Distillation Membranaire

DMCD : Distillation Membranaire à Contact Direct

DMGB : Distillation Membranaire à Gaz de Balayage

DMV : Distillation Membranaire sous Vide

ED : Electrodialyse

ENPs : Nanoparticules de synthèse (Engineered Nanoparticles)

EPS : Substances Exopolymériques.

FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (Food and Agriculture Organization)

FPM : Faible Poids Moléculaire

LC-OCD : Chromatographie Liquide – Détection de Carbone Organique (Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection)

MDEA : Distillation Membranaire à Espace d'Air

MED : Distillation à effets multiples (Multiple Effect Distillation)

MEEF : Matrice d'Excitation et d'Emission de Fluorescence.

MF : Microfiltration

MODs : Matières Organiques Dissoutes

MONs : Matières Organiques Naturelles

MOP : Matière Organique Particulaire

MSF : Distillation Multi-Flash (MultiStage Flash)

NF : Nanofiltration

NTU : Unité de turbidité néphélométrique (Nephelometric Turbidity Unit)

OD : Osmose Directe

OI : Osmose Inverse

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

PARAFAC : PARAllel FACtor analysis

Liste des abréviations

pH : Potentiel Hydrogène

pKa : Constante de dissociation d'acide

Ppb : Partie par billion

Ppm : Partie par million

PTE : Particules Transparentes d'Exopolymères

PTEc : Particules Transparentes d'Exopolymères colloïdales

PVA : Alcool polyvinylique (Polyvinyl Alcohol)

SDI : Index de densité de limon (Silt Density Index)

SH : Substances Humiques

TDS : Total Dissolved Solids (Total des solides dessous)

TFC : Composite à film mince (Thin Film Composite)

UV : Ultraviolet

VC : Compression de vapeur (Vapor Compression)

Table des matières

Introduction.....	1
Chapitre I Stress hydrique et production d'eau potable	4
1- Ressources en eau sur la terre	5
2- Production d'eau potable	5
2-1. Eaux conventionnelles.....	5
2-2. Eaux non-conventionnelles	6
3- Le stress hydrique	7
4- Causes du stress hydrique	8
4-1. Croissance démographique et urbanisme	8
4-2. Dégradation de l'écosystème et diminution des ressources en eau douce	9
4-3. Changement climatique et variabilité des précipitations	9
5- Impacts du stress hydrique sur la disponibilité de l'eau	10
5-1. Réduction des niveaux d'eau dans les sources d'eau	10
5-2. Augmentation de la salinité et de la contamination de l'eau	10
5-3. Pénuries d'eau et restriction de l'accès à l'eau potable.....	10
5-4. Changement climatique et variabilité des précipitations	11
6- Stratégies pour faire face au stress hydrique dans la production d'eau potable.....	11
6-1. Gestion intégrée des ressources en eau.....	11
6-2. Technologies de traitement de l'eau innovantes.....	11
6-3. Conservation et utilisation efficace de l'eau	12
7- Défis de la production d'eau potable en période de stress hydrique.....	12
7-1. Rareté des ressources en eau	12
7-2. Qualité de l'eau compromise	12
7-3. Augmentation de la demande d'eau potable.....	12
8- Solutions possibles pour faire face à la demande croissante en eau potable	13
9- Tendances futures en matière de stress hydrique et de production d'eau potable.....	13
10- Rôle des technologies émergentes et des approches durables dans la gestion de l'eau et la production d'eau potable	14
Chapitre II Techniques de dessalement de l'eau de mer.....	17
1- Composition de l'eau de mer	18
1-1. Composition minérale.....	18
1-1-1. Concentrations en sels des différents océans et mers	18
1-1-2. Autres éléments minéraux présents dans l'eau de mer.....	19
1-2. Composition organique.....	20
1-1.1. Substances humiques	22
1-1.2. Carbone organique dissous	22
1-1.3. Fluorophores	24
1-1.4. Matières organiques particulières et particules transparente d'exopolymères transparents (PTE)	25
2- Techniques de dessalement de l'eau de mer	26
2-1. Procédés thermiques	28
2-1.1. Distillation à multiples effets	28

Table des matières

2-1.2.	<i>Distillation à plusieurs étages par flash (MFS)</i>	29
2-1.3.	<i>Compression de vapeur</i>	29
2-2.	Procédés membranaires	29
2-2.1.	<i>Osmose inverse</i>	30
2-2.2.	<i>Électrodialyse</i>	30
2-2.3.	<i>Nanofiltration</i>	31
3-	Technologies de dessalement émergentes	32
Chapitre III Technologie membranaire, nanoparticules pour le dessalement de l'eau de mer		33
1-	Technologie membranaire	34
2-	Revue des membranes utilisées dans le domaine du dessalement	36
2-1.	Membranes organiques	36
2-1.1.	<i>Acétate de cellulose</i>	37
2-1.2.	<i>Polyamides aromatiques</i>	37
2-1.3.	<i>Polysulfone</i>	37
2-2.	Membranes inorganiques	38
2-3.	Membranes hybrides	38
3-	Avantages et limitations des membranes nanocomposites dans le dessalement de l'eau de mer 39	
3-1.	Membranes Organiques	39
3-1.1.	<i>Avantages</i>	39
3-1.2.	<i>Limitations des Membranes Organiques</i>	40
3-2.	Membranes Inorganiques	40
3-2.1.	<i>Avantages</i>	40
3-2.2.	<i>Limitations des Membranes Inorganiques</i>	40
4-	Evaluation des performances des nanocomposites en termes d'adsorption, de perméabilité et de sélectivité	41
4-1.	Nanoparticules à base de carbone	42
4-2.	Nanoparticules métalliques	44
5-	Perspectives futures	45
Chapitre IV Partie Expérimentale		47
1-	Matériel et Méthode	48
1-1.	Matériel utilisé	49
1-2.	Méthode	49
1-2.1.	<i>Préparation de la membrane PVA/AB</i>	49
1-2.2.	<i>Préparation de la membrane PVA/AB/CA</i>	52
1-2.3.	<i>Préparation d'une solution d'eau salée</i>	54
1-2.4.	<i>Filtration de la solution salée à l'aide des membranes</i>	55
2-	Résultats, Analyse et Discussion	57
2-1.	Résultats	58
2-2.	Calcul du rendement d'abattement	58
2-3.	Analyse et discussion des résultats	59
Conclusion		63
Références bibliographiques		65

Introduction

Le dessalement de l'eau de mer est devenu un enjeu majeur dans le contexte mondial actuel, marqué par une demande croissante en eau potable et une diminution des ressources en eau douce disponibles. Cette technologie permet de convertir l'eau salée en eau douce, offrant ainsi une solution prometteuse pour répondre aux besoins en eau des régions arides, des zones côtières et des communautés souffrant de pénuries d'eau.

Cependant, malgré ses avantages indéniables, le dessalement de l'eau de mer est confronté à plusieurs défis significatifs. Tout d'abord, l'un des problèmes majeurs réside dans le coût élevé associé aux technologies actuelles de dessalement. Les infrastructures nécessaires, telles que les usines de dessalement et les équipements spécialisés, exigent des investissements financiers considérables. De plus, l'énergie nécessaire pour alimenter ces installations, souvent générée à partir de sources non renouvelables, contribue aux coûts de production élevés. Ces coûts peuvent représenter un frein à l'adoption généralisée du dessalement de l'eau de mer, en particulier pour les pays économiquement défavorisés.

Un autre défi majeur est l'impact environnemental des technologies de dessalement existantes. Les méthodes conventionnelles, telles que l'osmose inverse, utilisent des membranes semi-perméables et requièrent une pression élevée pour séparer le sel de l'eau. Cela implique une consommation importante d'énergie, souvent issue de combustibles fossiles, contribuant ainsi aux émissions de gaz à effet de serre et à l'aggravation du changement climatique.

Dans cette perspective, l'intégration de membranes innovantes à base de nanoparticules représente une piste prometteuse pour surmonter ces défis. Ces membranes présentent des propriétés uniques, telles que des capacités de filtration améliorées et une réduction de la consommation d'énergie. Leur utilisation pourrait contribuer à optimiser l'efficacité des procédés de dessalement, réduire les coûts opérationnels et minimiser l'impact environnemental, ouvrant ainsi la voie à des solutions plus durables.

Face à ces défis, il est impératif de développer des méthodes de dessalement plus efficaces, abordables et respectueuses de l'environnement, en explorant des avancées significatives telles que l'utilisation de l'énergie solaire, l'innovation dans les membranes de dessalement, et l'exploration de technologies émergentes comme la désalinisation à faible consommation énergétique et les systèmes de récupération des saumures.

Le développement de méthodes de dessalement efficaces et durables revêt une importance cruciale pour assurer l'accès à une source d'eau potable fiable et sécurisée dans les régions qui en ont le plus besoin. Cela contribuerait également à renforcer la résilience face aux

changements climatiques et à promouvoir un développement durable à long terme. En investissant dans la recherche, l'innovation et la collaboration internationale, il est possible de surmonter les défis actuels et de faire du dessalement de l'eau de mer une solution viable et indispensable pour l'approvisionnement en eau dans le monde.

Objectif du travail : Concevoir et synthétiser une membrane de nanoparticules à base de PVA et de charbon actif pour le dessalement de l'eau de mer.

Chapitre I Stress
hydrique et production
d'eau potable

1- Ressources en eau sur la terre

L'accès à l'eau est un besoin fondamental de l'existence humaine. Elle est un constituant vital pour le développement de la société et des écosystèmes. Le droit à l'eau est considéré par plusieurs auteurs et organisations comme une condition préalable à la réalisation de tous les autres droits fondamentaux, tels que la nourriture, le logement, la santé et le niveau de vie (Brunner et al, 2015). Environ 70 % de la surface de la terre est recouverte d'eau. Cependant, 97 % de cette eau est salée, car elle provient des mers et des océans. Seulement 3 % de l'eau de la terre est de l'eau douce. L'eau douce est une eau contenant moins d'un gramme par litre de sels, de métaux et d'éléments nutritifs. Sa majeure partie provient de sources souterraines et des glaciers : 0,3 % provient des eaux de surface telles que les rivières, les lacs et les tourbières alors que 0,9 % provient des précipitations sous forme de pluie ou de neige (Gleick et all, 2020). La répartition de l'eau sur la terre est illustrée dans la **figure 1**.

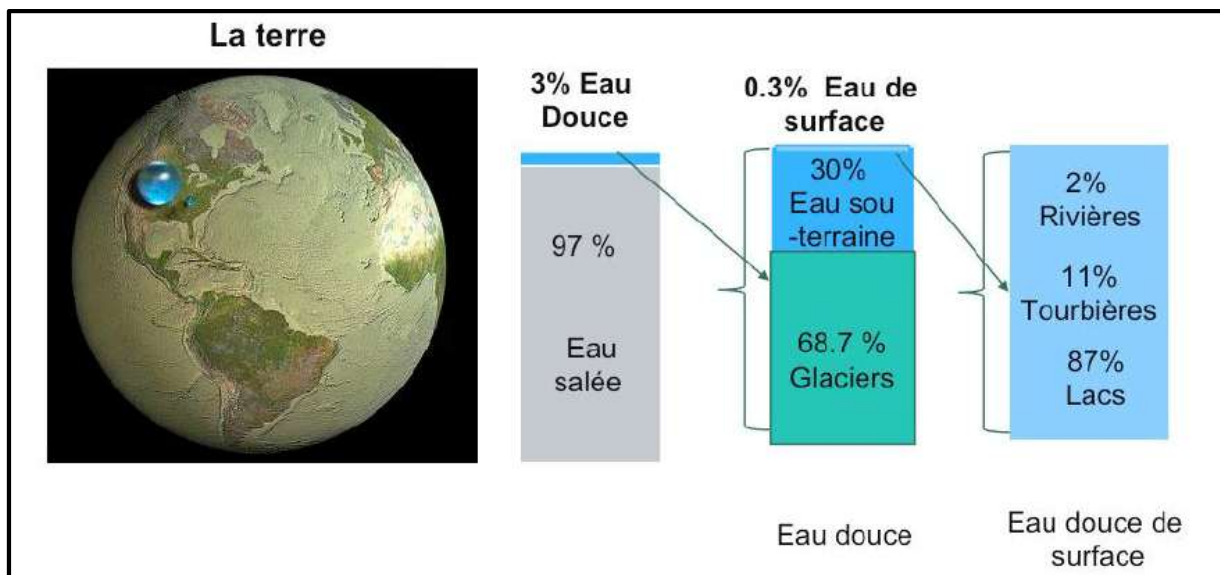


Figure 1 : Répartition de l'eau sur la terre (Samhari O., 2021)

2- Production d'eau potable

2-1. Eaux conventionnelles

Les eaux conventionnelles sont des sources d'eau naturelles utilisées traditionnellement pour l'approvisionnement en eau potable et l'irrigation. Elles comprennent principalement les eaux de surface telles que les rivières, les lacs, les réservoirs et les eaux souterraines provenant des nappes phréatiques. Ces sources d'eau sont relativement accessibles et peuvent être exploitées directement ou après un traitement minimal pour répondre aux besoins en eau (Gleick, 2003).

Les eaux conventionnelles présentent des caractéristiques spécifiques qui influent sur leur utilisation et leur traitement. Les eaux de surface, par exemple, peuvent contenir des sédiments, des matières organiques, des micro-organismes et des contaminants provenant des activités humaines et naturelles. Les eaux souterraines peuvent être moins exposées à la contamination, mais elles peuvent contenir des minéraux dissous, tels que le fer, le manganèse et les sels minéraux, qui nécessitent un traitement approprié (Kaveh & Sadr, 2015; Luo et al., 2020).

Pour rendre les eaux conventionnelles potables, différents processus de traitement sont généralement utilisés. Ces processus comprennent généralement plusieurs étapes, telles que la coagulation, la floculation, la décantation, la filtration et la désinfection. La coagulation consiste à ajouter des produits chimiques pour agglomérer les particules en suspension, la floculation facilite la formation de floes plus gros, la décantation permet de séparer les particules en floes du reste de l'eau, la filtration élimine les particules fines restantes, et la désinfection élimine les micro-organismes pathogènes (Wada et al., 2011; Zektser & Everett, 2004).

2-2. Eaux non-conventionnelles

Les eaux non conventionnelles font référence à des sources alternatives d'eau qui nécessitent des techniques de traitement spécifiques pour les rendre utilisables. Parmi les types d'eaux non conventionnelles, on trouve les eaux usées traitées, les eaux salines, les eaux saumâtres, les eaux de pluie collectées, les eaux de ruissellement et les eaux de condensation (Ghaffour et al., 2013; Mekonnen & Hoekstra, 2016).

Les eaux usées traitées proviennent des systèmes de traitement des eaux usées municipales ou industrielles. Elles subissent un processus de traitement avancé pour éliminer les contaminants, y compris les polluants organiques et inorganiques, les nutriments et les micro-organismes. Le traitement des eaux usées comprend souvent des étapes de prétraitement, de traitement biologique, de clarification et de désinfection pour produire une eau de qualité appropriée pour divers usages (Shannon et al., 2008; Tarhini & El-Fadel, 2016).

Les eaux salines et saumâtres sont des sources d'eau contenant des niveaux élevés de sel. Le dessalement de l'eau de mer est une technologie couramment utilisée pour convertir l'eau salée en eau douce potable. Les méthodes de dessalement comprennent

l'osmose inverse, l'évaporation multi-étage, la distillation membranaire, entre autres (Ghaffour et al., 2013).

Les eaux de pluie collectées, les eaux de ruissellement et les eaux de condensation sont des sources alternatives d'eau qui peuvent être utilisées pour des usages non potables, tels que l'irrigation, le lavage des véhicules ou les usages industriels. La collecte de l'eau de pluie peut se faire à partir des toitures ou à l'aide de systèmes de drainage appropriés (Ghaffour et al., 2013).

3- Le stress hydrique

Dans un rapport publié en 2017, l'organisation mondiale de la santé (OMS) indique que 2,1 milliards de personnes n'ont pas accès à l'eau potable à domicile, alors que 4,4 milliards de personnes ne disposent pas de moyens d'assainissement satisfaisants (Publié de l'OMS, 12-07-2017).

Le terme « pénurie d'eau » désigne généralement l'inadéquation entre la demande et l'offre de ressources en eau douce, étant donné un horizon temporel et une échelle spatiale prédéterminés (Rijsberman, 2006 et Savenije, 2000). Bien que les termes pénurie d'eau et sécheresse soient souvent utilisés d'une manière liée, elles se réfèrent à des phénomènes très différents (Van Loon et Van Lanen, 2013). D'une part, la sécheresse est un phénomène naturel qui indique un écart négatif temporaire par rapport aux valeurs hydrologiques moyennes (précipitations, humidité du sol, ruissellement) dans un temps et espace donné. D'autre part la pénurie d'eau est considérée comme une construction d'origine humaine, faisant référence à un déséquilibre récurrent des ressources en eau douce qui résulte d'une surutilisation de l'eau par rapport à la quantité d'eau disponible (Van Loon et Van Lanen, 2013). Les sécheresses peuvent évidemment agir comme déclencheur de pénurie d'eau, mais elles ne sont pas en soi une condition préalable. Cependant, même en absence de sécheresse, une surutilisation des ressources en eau douce peut entraîner une pénurie d'eau. Les régions pauvres en eau ne sont pas nécessairement situées dans des zones sèches mais sont des zones dans lesquelles le niveau d'exploitation de l'eau représente une part importante de la base de ressources. Cette situation conduit alors au risque de déséquilibres entre la demande et l'approvisionnement naturel en eau.

Les pénuries en eau touchent une grande partie de l'Afrique du nord, du Moyen-orient, certaines parties de l'Europe du Sud, les États-Unis, ainsi que certains pays d'Asie comme la Chine et l'Inde (Shewe et al, 2014). Ainsi selon les données de L'Organisation des Nations

Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), 45 pays dans le monde souffrent de pénurie d'eau selon les seuils définis par les Nations Unies (**figure 2**). Les problèmes de pénurie en eau ont d'abord été induits par la surutilisation des eaux de surface (Wada et Bierkens, 2014). Ainsi, les prélèvements mondiaux en eau au cours du 20^{ème} siècle ont augmenté de 600 à 3900 km³ par an, en raison d'une croissance de la population mondiale mais aussi en raison d'une gouvernance maladroite de l'eau dans certaines régions et pays (Falkenmark, 1997). Par la suite, le problème de l'eau s'est aggravé avec l'épuisement des ressources en eaux souterraines (Konikow et Kendy, 2005). Entre 1960 et 2010, les extractions des eaux souterraines ont fortement augmenté, passant de 372 à 952 km³ par an (Shiklomanov, 2000).

L'une des conséquences de cette surutilisation des ressources en eau naturelles a été le déclin de la biodiversité des écosystèmes aquatiques. De plus, à l'avenir, le changement climatique va affecter davantage la disponibilité de l'eau et ceci de manière inégale sur les différents continents du monde, renforçant ainsi les inégalités spéciales (Dinar et al, 2019).

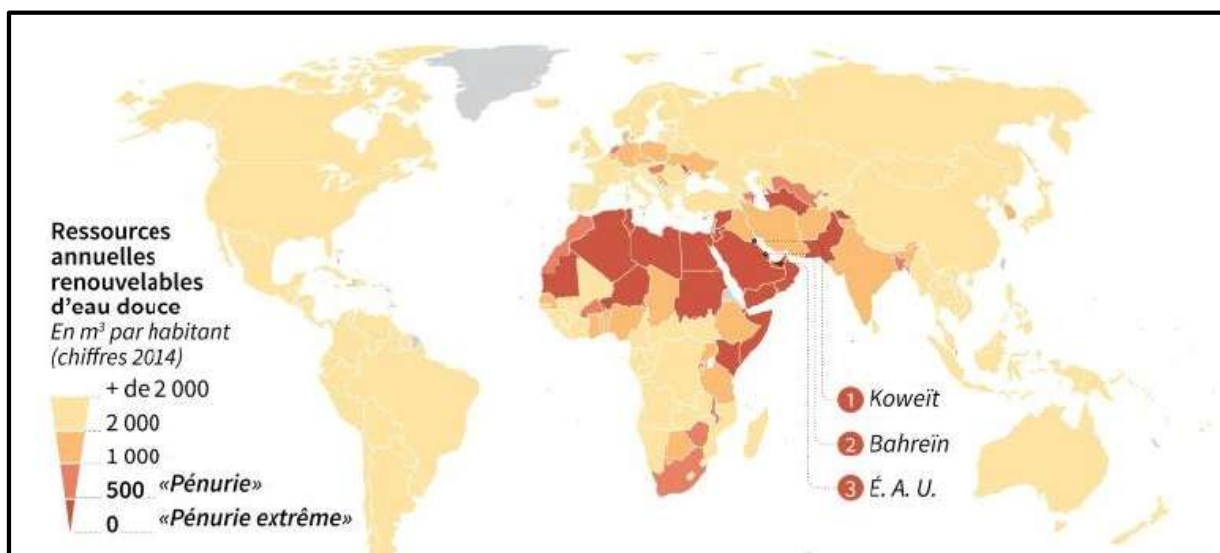


Figure 2 : Pénurie d'eau dans le monde (données de la FAO, 2014).

4- Causes du stress hydrique

4-1. Croissance démographique et urbanisme

La croissance démographique humaine est un facteur déterminant de la pénurie d'eau et de la détérioration de la qualité de l'eau. En effet, moins de 1 % de l'eau de la Terre est disponible pour répondre aux besoins humains, ce qui est d'autant plus préoccupant que la population mondiale est en constante augmentation (Longo et York, 2009; Ehrlich et Ehrlich, 2009). Cette situation est exacerbée par une demande croissante de ressources en eau limitées (Boretti et Rosa, 2019). De plus, l'urbanisation rapide, en particulier dans les

régions arides et semi-arides, accentue le stress hydrique. Une étude citée dans l'article a révélé que les villes de ces régions en Chine sont confrontées à une pénurie d'eau croissante en raison de la demande accrue en eau liée à la croissance démographique et à l'urbanisation (Dang et al, 2022).

4-2. Dégradation de l'écosystème et diminution des ressources en eau douce

Les écosystèmes d'eau douce fournissent des services irremplaçables pour la nature et la société. La qualité et la quantité d'eau douce influencent les processus biogéochimiques et les dynamiques écologiques qui déterminent la biodiversité, la productivité des écosystèmes et la santé et le bien-être humains à des échelles locales, régionales et mondiales. Ces écosystèmes, associés à leurs habitats riverains, comptent parmi les plus diversifiés biologiquement sur Terre (Albert et al, 2020). Cependant, les impacts humains sur les lacs, rivières, ruisseaux, zones humides et eaux souterraines réduisent considérablement la biodiversité et privent les générations actuelles et futures de ressources et services naturels essentiels. La biodiversité en eau douce décline rapidement sur tous les continents et dans tous les grands bassins fluviaux, et cette dégradation se produit plus rapidement que dans les écosystèmes terrestres. Actuellement, environ un tiers de tous les débits d'eau douce mondiaux passent par des infrastructures agricoles, industrielles ou urbaines humaines. Moins d'un cinquième des zones humides d'eau douce préindustrielles du monde subsistent, et cette proportion devrait diminuer d'ici le milieu du siècle. (Albert et al., 2020)

4-3. Changement climatique et variabilité des précipitations

Le changement climatique, caractérisé non seulement par des changements moyens de température et de précipitations, mais aussi par des variations dans les extrêmes climatiques, a des implications profondes pour les ressources en eau douce à l'échelle mondiale. Les extrêmes de précipitation, en particulier, sont essentiels pour prédire les changements futurs et informer la planification stratégique d'adaptation. Les modèles climatiques montrent une tendance claire à la baisse des précipitations et de leur intensité dans certaines régions, tandis que d'autres régions connaissent une augmentation de la fréquence, de l'intensité et de la durée des événements de précipitation extrême (Sun et al., 2021). Ces variations régionales dans les tendances des précipitations sont cruciales pour comprendre les impacts sur les ressources en eau douce. Par exemple, une augmentation

des précipitations extrêmes dans les régions déjà humides peut entraîner des inondations plus fréquentes, tandis qu'une diminution des précipitations dans les régions arides peut exacerber les sécheresses (Gan et al., 2022). Ces changements dans les régimes de précipitation, associés à d'autres impacts du changement climatique, peuvent avoir des conséquences profondes sur la biodiversité des écosystèmes d'eau douce et sur la fonctionnalité de ces écosystèmes (Scherer et al., 2023).

5- Impacts du stress hydrique sur la disponibilité de l'eau

5-1. Réduction des niveaux d'eau dans les sources d'eau

La demande mondiale en eau est en constante augmentation, principalement en raison des tendances mondiales telles que le changement climatique, l'urbanisation et la croissance rapide de la population. Selon une étude, la consommation mondiale d'eau a augmenté six fois au cours du dernier siècle et devrait continuer de croître rapidement. D'ici 2025, 1,8 milliard de personnes vivront dans des pays ou des régions souffrant d'une pénurie absolue d'eau, et les deux tiers de la population mondiale pourraient vivre dans des conditions de stress hydrique (Mahato et al., 2022).

5-2. Augmentation de la salinité et de la contamination de l'eau

L'exploitation excessive et la contamination des aquifères à travers le monde posent de sérieux défis. Ces problèmes menacent la sécurité alimentaire, la santé des écosystèmes et l'approvisionnement en eau potable (Akhmouch et al., 2022). Le changement climatique aggrave la situation car il entraîne une augmentation de la fréquence et de l'intensité des extrêmes climatiques, tels que les inondations, les sécheresses, les cyclones, les vagues de chaleur/froid, l'altération du cycle de l'eau, la diminution des ressources en eau, une variabilité accrue des précipitations, l'intrusion d'eau salée dans les aquifères, une demande accrue d'irrigation, une diminution de l'humidité du sol et une évaporation rapide de l'eau de surface (Mahato et al., 2022).

5-3. Pénuries d'eau et restriction de l'accès à l'eau potable

L'accès à une eau potable sûre et à des services d'assainissement est un droit fondamental. Cependant, de nombreux pays sont encore loin d'atteindre l'Objectif de Développement Durable (ODD) 6 des Nations Unies sur l'eau et l'assainissement. Selon les données les plus récentes, 74% de la population mondiale utilise un service d'eau potable

géré en toute sécurité, tandis que seulement 54% bénéficient d'un service d'assainissement géré en toute sécurité (Kummu et al., 2016).

5-4. Changement climatique et variabilité des précipitations

Les tendances mondiales, telles que le changement climatique, l'urbanisation et la croissance démographique rapide, sont susceptibles d'augmenter la fréquence et l'ampleur des risques liés à l'eau (Akhmouch et al., 2022). Les projections de l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) indiquent qu'à l'horizon 2050, la demande en eau augmentera de 55% à l'échelle mondiale, en conséquence, environ 4 milliards de personnes résideront dans des zones soumises à un stress hydrique (OMS, 12-07-2017). Cette situation est exacerbée par des phénomènes tels que la surexploitation et la contamination des aquifères à travers le monde, posant de sérieux défis à la sécurité alimentaire, à la santé des écosystèmes et à l'approvisionnement en eau potable. De plus, l'infrastructure hydrique dans la zone de l'OCDE vieillit, la technologie devient obsolète et les systèmes de gouvernance sont souvent mal équipés pour faire face à la demande croissante, aux défis environnementaux, à l'urbanisation continue, à la variabilité climatique et aux catastrophes liées à l'eau (Akhmouch et al., 2022).

6- Stratégies pour faire face au stress hydrique dans la production d'eau potable

6-1. Gestion intégrée des ressources en eau

La gestion intégrée des ressources en eau est essentielle pour répondre aux défis croissants du stress hydrique, en particulier dans les régions arides. Dans une étude menée en Jordanie, Rosenberg et al. (2008) ont souligné l'importance de la conservation de l'eau, de l'expansion des infrastructures et de la prise en compte de la variabilité des sources d'eau. Ils ont également mis en évidence l'efficacité des installations d'appareils économes en eau et des programmes de réduction des fuites dans le système de distribution pour améliorer la gestion de l'eau dans la région (Rosenberg et al., 2008).

6-2. Technologies de traitement de l'eau innovantes

Face à la crise de l'eau en Inde, NeethaDelphinMary et al. (2019) ont proposé des solutions alternatives pour résoudre ce problème. Parmi ces solutions, la récolte des eaux de pluie, la réutilisation des eaux grises et des eaux usées, et le dessalement ont été identifiés comme des moyens efficaces pour augmenter la disponibilité de l'eau potable. Ces technologies innovantes peuvent jouer un rôle crucial dans la fourniture d'une source d'eau alternative, en particulier dans les régions confrontées à une pénurie d'eau (NeethaDelphinMary et al., 2019).

6-3. Conservation et utilisation efficace de l'eau

La conservation de l'eau et son utilisation efficace sont essentielles pour faire face au stress hydrique. Alresheedi et al. (2022) ont analysé le nexus eau-énergie-carbone pour les systèmes d'approvisionnement en eau avec des sources d'eau souterraine saumâtre dans les régions arides. Ils ont souligné l'importance de la gestion de l'énergie, en particulier dans le processus d'osmose inverse, pour une gestion efficace de l'eau. De plus, la réduction des pertes d'eau dans les systèmes de distribution et l'adoption de technologies d'irrigation efficaces peuvent contribuer à une meilleure gestion des ressources en eau (Alresheedi et al., 2022).

7- Défis de la production d'eau potable en période de stress hydrique

7-1. Rareté des ressources en eau

La demande mondiale en eau est en constante augmentation, principalement en raison des tendances mondiales telles que le changement climatique, l'urbanisation et la croissance rapide de la population. Selon une étude, la consommation mondiale d'eau a augmenté six fois au cours du dernier siècle et devrait continuer de croître rapidement. D'ici 2025, 1,8 milliard de personnes vivront dans des pays ou des régions souffrant d'une pénurie absolue d'eau, et les deux tiers de la population mondiale pourraient vivre dans des conditions de stress hydrique (Liu et al., 2022).

7-2. Qualité de l'eau compromise

La qualité de l'eau est en déclin en raison de la montée de l'urbanisation, de la surpopulation, de la production industrielle, du changement climatique, du non-respect des stations d'épuration des eaux usées et des déchets agricoles. L'expansion des établissements informels le long des rives des rivières, en raison de la croissance démographique, compromet la qualité de l'eau. Les pratiques inadéquates en matière d'assainissement et d'élimination des déchets dans les établissements informels sont un problème majeur, conduisant à la contamination des ressources en eau (Gqomfa et al., 2022).

7-3. Augmentation de la demande d'eau potable

Dans un monde de plus en plus mondialisé, les sociétés sont devenues moins résilientes par rapport à leur environnement naturel. Les changements à long terme, tels que le développement économique, la croissance démographique et l'urbanisation, ainsi que la menace imminente du changement climatique, ont de plus en plus eu des impacts mondiaux sur les ressources naturelles. Les ressources en eau, en particulier, sont devenues plus polluées, mal gérées, mal gouvernées et mal allouées. La demande en eau a

augmenté pour de nombreux usages et utilisateurs, et les ressources sont devenues plus limitées en raison de la rareté physique, de la surexploitation et de la pollution (Tortajada et al., 2016).

8- Solutions possibles pour faire face à la demande croissante en eau potable

Il existe plusieurs solutions possibles pour faire face à la demande croissante en eau potable, notamment :

- **La réutilisation de l'eau :** Les eaux usées municipales partiellement traitées peuvent être utilisées pour l'aménagement paysager et l'irrigation agricole. La réutilisation de l'eau est la solution la plus prometteuse pour répondre au problème de la raréfaction des ressources en eau, ainsi que la stratégie la plus durable pour nos besoins en eau (Veolia Water Technologies & Solutions, 2021).
- **La gestion durable de l'eau :** Il est important de mettre en place des politiques efficaces pour préserver les ressources en eau et garantir un approvisionnement en eau potable pour tous. Cela implique une gestion efficace des ressources en eau, une réduction des pertes d'eau, une utilisation efficace de l'eau, une réduction de la pollution de l'eau, et une gestion des eaux transfrontalières (Saroj, 2022).
- **Les investissements :** Il est indispensable d'investir dans la gestion de l'eau pour assurer la sécurité hydrique pour tous (Saroj, 2022). Les investissements peuvent être faits à tous les niveaux, de la gestion des ressources en eau à la distribution de l'eau potable.
- **La sensibilisation :** Il est important de sensibiliser la société à l'importance de l'eau (Conférence des Nations Unies sur l'eau, 2023). Les campagnes de sensibilisation peuvent aider à réduire la consommation d'eau et à encourager les gens à adopter des pratiques plus durables.

En somme, la réutilisation de l'eau, la gestion durable de l'eau, les investissements et la sensibilisation sont des solutions possibles pour faire face à la demande croissante en eau potable. Il est important de mettre en place des politiques efficaces pour préserver les ressources en eau et garantir un approvisionnement en eau potable pour tous.

9- Tendances futures en matière de stress hydrique et de production d'eau potable

Selon les recherches, voici les tendances futures en matière de stress hydrique et de production d'eau potable :

- D'ici 2050, 40 % de la population mondiale vivra dans des bassins fluviaux soumis à un stress hydrique, et la demande en eau augmentera de 55 % (OCDE, 2021).
- La pression sur un approvisionnement en eau déjà limité devrait augmenter fortement en raison des changements dans les cycles de l'eau causés par des précipitations irrégulières et avoir un impact négatif sur la production de cultures annuelles telles que les céréales et le coton, ainsi que les cultures pérennes (OCDE, 2021).
- Le World Resource Institute définit le stress hydrique comme le volume total d'eau prélevée, rapporté aux ressources renouvelables en eaux de surface et souterraines (Doner et al., 2022).
- Si la tendance actuelle à l'augmentation des prélèvements en eau se poursuit, entre la moitié et les deux tiers de l'humanité devraient être en situation de pénurie d'eau (Barraqué, 2004).
- D'ici 2030, 75 à 250 millions de personnes en Afrique vivront dans des zones de stress hydrique élevé, entraînant potentiellement le déplacement de 24 à 700 millions de personnes à cause des conditions de vie de plus en plus difficiles (OCDE, 2021).
- Les risques d'inondations devraient augmenter rapidement dans les pays de l'OCDE ainsi que dans les économies non membres de l'OCDE, avec un fort potentiel de pertes en vies humaines et en biens (OCDE, 2021).

Ces tendances soulignent l'importance de la gestion durable de l'eau et de la mise en place de politiques efficaces pour préserver les ressources en eau et garantir un approvisionnement en eau potable pour tous (OCDE, 2021).

10- Rôle des technologies émergentes et des approches durables dans la gestion de l'eau et la production d'eau potable

Les technologies émergentes et les approches durables peuvent jouer un rôle important dans la gestion de l'eau et la production d'eau potable. Voici quelques exemples de solutions émergentes et durables pour la gestion de l'eau :

- **Technologies innovantes pour le traitement des eaux usées :** Le développement de technologies innovantes et l'amélioration des systèmes conventionnels offrent des méthodes améliorées de traitement des eaux usées. Certaines de ces nouvelles stratégies de gestion visent à accroître l'efficacité du traitement, à améliorer la qualité des eaux rejetées ou à tirer profit d'une ressource précieuse récupérée à partir des eaux usées (Reef Resilience Network, 2023).

- **Recyclage durable de l'eau** : Les technologies de pointe pour le traitement et le recyclage durables de l'eau peuvent aider à répondre aux besoins croissants en eau potable. Par exemple, Veolia Water Technologies & Solutions est à l'avant-garde des technologies de pointe pour le traitement et le recyclage durables de l'eau (Veolia water technologies & solutions, 2021).
- **Prévention des fuites** : Plusieurs start-up proposent des technologies pour prévenir les fuites d'eau, qui peuvent être une source importante de gaspillage d'eau (Bandelier, P., 2023).
- **Procédés optimisés d'élimination des polluants** : Des procédés optimisés d'élimination des polluants, des bactéries et des virus sont nécessaires pour produire de l'eau potable de qualité. Des progrès importants ont été accomplis pour la production d'eau potable grâce à la technologie de la filtration membranaire (Jain et al., 2017).

Exemples de technologies émergentes utilisées dans la gestion de l'eau

- **Compteurs intelligents et réseaux de capteurs** : Les nouvelles technologies, telles que les compteurs intelligents et les réseaux de capteurs, peuvent contribuer à limiter les pertes et à améliorer l'efficacité de la gestion de l'eau (Beaupuy, 2023).
- **Gicleurs intelligents** : Des gicleurs intelligents commandés via une application mobile permettent de consommer moins d'eau dans les jardins des particuliers (Pictet Asset Management, 2023).
- **Technologies de l'Internet des objets** : Une nouvelle technologie de l'Internet des objets utilisant des capteurs est en mesure de déterminer exactement le moment et la quantité d'eau nécessaire, ce qui réduit la consommation tout en augmentant le rendement des cultures (Pictet Asset Management, 2023).
- **Technologies pour prévenir les fuites** : Plusieurs start-up proposent des technologies pour prévenir les fuites d'eau, qui peuvent être une source importante de gaspillage d'eau (Bandelier, P., 2023).
- **Technologies pour le traitement des eaux usées** : Des technologies innovantes pour le traitement des eaux usées offrent des méthodes améliorées de traitement, visant à accroître l'efficacité du traitement, à améliorer la qualité des eaux rejetées ou à tirer profit d'une ressource précieuse récupérée à partir des eaux usées (Pictet Asset Management, 2023).

- Technologies de filtration membranaire : Des progrès importants ont été accomplis pour la production d'eau potable grâce à la technologie de la filtration membranaire (Ait-Hamou et al., 2019).
- Solutions de gestion intelligente de l'eau : Des solutions de gestion intelligente de l'eau peuvent aider à gérer les réseaux et à visualiser les données en temps réel pour prévoir et déployer les ressources afin de protéger la qualité et la sécurité de l'eau (Ait-Hamou et al., 2019 ; Zhang et al., 2019 ; El-Sheekh et al., 2016).

Chapitre II Techniques de dessalement de l'eau de mer

1- Composition de l'eau de mer

L'eau de mer désigne l'eau présente dans les océans et les mers du globe. Elle constitue 97 % de l'eau totale présente sur notre planète, soit environ 1 350 millions de km³ (Maurel, 2006). Elle constitue donc une ressource en eau quasiment inépuisable. Elle est principalement composée de minéraux qui vont, notamment, définir sa salinité. Il est aussi primordial d'analyser sa composition en matière organique pour mieux comprendre le fonctionnement de la filière de dessalement et en particulier l'intérêt des prétraitements (Monnot, 2015).

1-1. Composition minérale

Les matières dissoutes représentent plus de 99.9 % de la composition de l'eau de mer. La concentration en sels de l'eau de mer varie d'une position géographique et d'une saison à une autre (Monnot, 2015).

1-1-1. Concentrations en sels des différents océans et mers

La concentration en sels des mers ouvertes sur la masse océanique est de l'ordre de 35 g.kg⁻¹, mais elle peut varier selon la position géographique et la saison. Pour les autres mers, les concentrations sont très différentes (Maurel, 2006). Le **Tableau 1** présente les principaux exemples :

Tableau 1 : Concentration en sels des différentes mers (Maurel, 2006)

Mer	Concentration (g.kg⁻¹)
Mer baltique	7
Mer Caspienne	13
Mer Noire	20
Mer Méditerranée	36 à 39
Mer Rouge	40
Golfe Arabique	40 à 70
Mer Morte	270

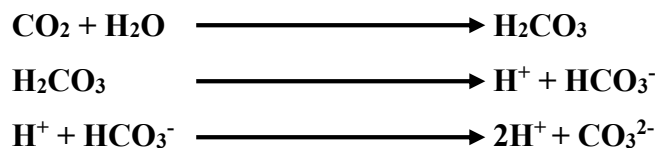
La concentration relative des divers sels dans une eau de mer, exprimée en termes de la concentration de chaque sel par rapport à la concentration totale en sel, demeure assez stable dans le cas des mers ouvertes, et peut varier considérablement pour les mers fermées (Maurel, 2006). Les principaux ions présents dans les eaux de mer sont exposés avec leurs concentrations dans le **Tableau 2**.

Tableau 2 : Composition de différentes eaux de mers en ions (ppm) (Maurel, 2006)

	Concentration en ppm	Eau de mer standard	Mer Méditerranée	Golfe Arabique
Cations	Concentration Totale	35 000	39 000	45 000
	Sodium Na⁺	10 760	11 973	13 830
	Magnésium Mg²⁺	1 294	1 443	1 660
	Calcium Ca²⁺	412	468	530
	Potassium K⁺	387	429	497
Anions	Chlorures Cl⁻	19 353	21 567	24 900
	Sulfates SO₄²⁻	2 712	3 003	3 500
	Bicarbonates HCO₃⁻	142	156	182
	Bromures Br⁻	67	78	86

Il est à noter que les ions chlorure et sodium constituent environ 85% de la masse en sels présents dans l'eau de mer. C'est pourquoi les solutions synthétiques d'eau de mer sont souvent des solutions de NaCl. Il ne faut, toutefois, pas négliger les autres ions tels que les bicarbonates, les ions calcium et les sulfates qui peuvent contribuer au colmatage par entartrage dans les procédés membranaires (Maurel, 2006).

Les ions carbonates CO₃²⁻, les ions bicarbonates HCO₃⁻ et le dioxyde de carbone CO₂ sont en équilibre dans l'eau en fonction du pH selon les réactions acido-basiques suivantes :



Ils définissent l'équilibre calco-carbonique qui est atteint lorsque les concentrations en ces ions ne varient pas en présence de calcium. La somme de toutes ces espèces (CO₃²⁻, HCO₃⁻, CO₂) peut varier légèrement car le carbone peut être aussi impliqué dans les processus biologiques (Maurel, 2006).

1-1-2. Autres éléments minéraux présents dans l'eau de mer

L'élément bore est également présent dans l'eau de mer et peut avoir des incidences sur la santé à une certaine concentration. On le retrouve autour 4,5 mg.L⁻¹ dans l'eau de mer standard (Copin-Montegut, 2002). L'Organisation Mondiale de la Santé, dans ses préconisations de 2011 (OMS, 2011), estime que la concentration maximale en bore dans une eau potable doit être de 2,4 mg.L⁻¹. Cette préconisation a été réévaluée récemment puisqu'elle était de 0,5 mg.L⁻¹ antérieurement.

Le bore agit comme l'un des plus importants micronutriments des plantes, et il est essentiel à la croissance de la plupart des céréales. Néanmoins, le bore n'est bénéfique

aux plantes que dans une quantité limitée. L'excès de bore peut avoir des conséquences négatives sur la flore, et peut-être toxique (Copin-Montegut, 2002).

De nombreux autres éléments sont présents à l'état de trace (moins de 0,1 ppm), comme par exemple l'ion baryum Ba^{2+} ou l'iode I⁻. Certains ions métalliques sont également rencontrés dans l'eau de mer à une concentration d'au moins une partie par billion en masse (ppb) : titane, zinc, nickel, aluminium, chrome, cadmium, cuivre, fer, manganèse, plomb, mercure (Brown et al., 1997).

Enfin, l'eau de mer contient certains éléments nutritifs que les phytoplanctons utilisent pour produire de la matière organique par photosynthèse. Ces éléments, en dehors du carbone, sont principalement le phosphore, l'azote inorganique et le silicium dont les différentes formes sont présentées dans le **Tableau 3**.

Tableau 3 : Descriptions des éléments nutritifs rencontrés dans l'eau de mer (d'après Brown et al., 1997)

Elément	Forme	Localisation ou proportion	Concentration ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)
Phosphore	HPO_4^{2-}	90 %	Autour de 1
	PO_4^{3-}	10 %	Autour de 1
Azote inorganique	N_2 (gaz dissous)	Majoritaire	-
	NO_3^-	Zones oxygénées	Quelques dizaines
	NO_2^-	Zones anoxiques	Entre 0,1 et 2
	NH_4^+	Zones oxygénées et anoxiques	Entre 5 et 100
Silicium	Si(OH)_4	Principalement régions volcaniques et en surface (coquilles d'organismes)	Entre 25 et 550

1-2. Composition organique

Les océans constituent le réservoir de carbone organique le plus important sur Terre. La majeure partie de ce carbone organique des océans est présente sous forme dissoute (à plus de 90 %) et l'autre partie est dite sous forme particulaire (Benner et al., 1997). La fraction particulaire est définie comme la fraction retenue sur une membrane ayant des pores de diamètre de 0,2 à 1,0 μm . Dans la pratique, une taille de 0,45 μm est la plus souvent utilisée (Baldock et al., 2004).

Les Matières Organiques Naturelles (MONs) présentes dans les eaux sont composées d'un mélange extrêmement complexe de composés variés. Cette variété est la conséquence des divers procédés de formation et de dégradation impliqués (Filella, 2014). Pour cette raison, les études sur les MONs ont peu souvent traité de composés purs, privilégiant un groupe de composés fractionnés au moyen de plusieurs techniques. Ces groupes de « composés homologués » ont des caractéristiques physico chimiques similaires définies dans

la pratique. Les acides humiques et fulviques, mais aussi les hydrates de carbone, sont des exemples de ces groupes (Baldock et al., 2004).

En pratique, différents « composés homologués » ne sont pas nécessairement indépendants.

Par exemple, les carbohydrates sont présents dans les substances humiques mais aussi dans les particules transparentes d'exopolymères (PTE ou TEP en anglais) ou substances exopolymériques (EPS en anglais). D'après Filella (2014), les MONs peuvent être classifiées en fonction de :

- Leur origine : exopolymérique, extracellulaire, terrestre...
- Leur catégorie biochimique : hydrates de carbone, lipides, protéines...
- Leur méthode de fractionnement physique ou chimique : poids moléculaire, dissous, ou acides fulviques, humiques, hydrophiles...
- Leur assimilation ou leur dégradabilité
- Leur réponse aux réactifs colorimétriques ou aux techniques spectroscopiques : PTE, chromophoriques, fluorescents...

Quatre grandes catégories (non indépendantes les unes des autres) sont couramment utilisées dans le domaine du traitement de l'eau et du dessalement d'eau de mer en particulier les substances humiques, les composés fluorescents ou fluorophores, le carbone organique dissous (COD) et ses différentes fractions - notamment les composés neutres de faible poids moléculaire (FPM) - ainsi que les matières organiques particulaires dont les PTE (Filella, 2014).

Le **Tableau 4** présente un résumé des tailles caractéristiques et des concentrations habituellement rencontrées en eau de mer des différentes fractions de MON particulièrement étudiées en dessalement d'eau de mer.

Tableau 4 : *Taille caractéristique et concentration usuelle des fractions des MONs particulièrement étudiées en dessalement d'eau de mer (Fiella, 2014)*

	Fraction des MONs		
	COD	PTE Colloïdales	FPM neutres
Taille moyenne ou poids moléculaire (Huber et al., 2011)	Inférieur à 0.45 µm	Supérieur à 0.45 µm et inférieur à 2.4 µm	Inférieur à 350 Da
Gamme de concentration usuelle dans l'eau de mer (mg.L ⁻¹)	[1,0 – 2,0] (McCarthy et al., 1993)	[0,3 – 1,5] (Villacorte et al., 2009)	[0,2 – 1,5] (Jeong et al., 2014)

1-1.1. Substances humiques

Le terme « substances humiques » regroupe principalement des acides humiques et fulviques mais leur proportion et leurs caractéristiques peuvent considérablement varier d'une source d'eau à une autre. (Hasselov, 2005). Elles peuvent être dissoutes (dans la majorité des cas des eaux de mer) ou particulaires. Leur composition et leur structure, notoirement élusives et inconstantes, rendent difficile la détermination d'une propriété intrinsèque qui permettrait de les quantifier. Cela reste néanmoins le type de matière organique le plus largement utilisé dans les études en tant que modèle de MON. Les substances humiques ne font pas partie d'une catégorie biochimique précise.

La présence des substances humiques est donc déterminée indirectement par divers paramètres de substitution. Ces paramètres incluent notamment l'absorbance ultraviolet (UV) ou la fluorescence (Hasselov, 2005).

1-1.2. Carbone organique dissous

Les MODs de l'eau de mer sont issues de l'activité biologique des matières organiques vivantes, des apports par les fleuves, de l'activité humaine et des apports atmosphériques. Les éléments caractéristiques des MODs sont le carbone, l'azote et le phosphore. Le carbone C est le principal constituant. Ceci explique le recours à la seule mesure du carbone organique dissous (COD). De nombreux auteurs effectuent la mesure sur le carbone organique total (COT) mais en eau de mer, le COD représente plus de 99 % du COT (Benner et al., 1997).

Dans l'eau de mer de surface, la concentration en COD est souvent comprise entre 0,5 et 4 mg.L⁻¹, mais peut atteindre 20 mg.L⁻¹ pour certaines eaux côtières, mesure à rapprocher de celle rencontrée dans les fleuves et rivières. Pour les océans ouverts, la concentration est d'environ 1 mg.L⁻¹ (Mericq, 2009).

Un fractionnement sur résine a démontré que la majorité des matières organiques de l'eau de mer (Corée) est hydrophile. La fraction hydrophile peut, par exemple, représenter

59,6 %, la fraction hydrophobe 13,9 % et 26,5 % n'est ni complètement hydrophile, ni complètement hydrophobe (Jeong et al., 2013b).

Récemment, grâce aux progrès des techniques analytiques pour l'étude de solutions aqueuses, il a été possible de coupler chromatographie liquide haute performance de séparation stérique avec détecteur de carbone organique total (qui détecte aussi spécifiquement le carbone organique dissous hydrophile) appelé LC-OCD. Cela a notamment été étudié par l'équipe du Docteur Huber en Allemagne (Huber et al., 2011). Son application sur une eau de rivière a permis de déterminer cinq fractions de tailles moléculaires différentes qui caractérisent les cinq substances représentatives du carbone organique hydrophile dissous d'une eau et de les quantifier. Les cinq fractions sont indiquées dans le **Tableau 5**. Cette technique et cette classification (majoritairement biochimique) ont ensuite été reprises par de nombreuses équipes de recherche dans le domaine du traitement de l'eau (Huber et al., 2011).

Tableau 5 : Composition des cinq fractions représentatives du carbone organique dissous d'une eau par LC-OCD (Huber et al., 2011)

Fraction	Poids moléculaires (Da)	Composition
Biopolymères	> 20 000	Polysaccharides et protéines
Substances humiques (SH)	~ 1 000	Acides humiques et fulviques
« Building blocks » (Sous-produits des SH)	300 - 500	Produits d'altération et d'oxydation de substances humiques
Composés neutres faible poids moléculaire (FPM)	< 350	Alcools, aldéhydes, cétones et acides aminés
Acides organiques faible poids moléculaire (FPM)	< 350	Acides organiques aliphatiques et bas poids moléculaire

Le carbone organique dissous est également distingué en fonction de sa biodégradabilité. Le carbone organique dissous biodégradable (CODB) correspond à la réduction du carbone organique dissous après 3 semaines. Le carbone organique assimilable (COA) est la fraction du carbone organique dissous biodégradable qui peut être facilement dégradé et utilisé pour le développement des microorganismes aquatiques (Huber et al., 2011).

1-1.3. Fluorophores

Une caractérisation par fluorescence des MONs a été notamment utilisée pour identifier et détecter les différentes fractions des matières organiques dissoutes (MODs) (Jorgensen et al., 2011).

Cette technique est aussi utilisée pour caractériser les substances colmatantes dans les procédés de filtration membranaire (Peiris et al., 2010 ; Peldszus et al., 2011). La technique utilise un rayon de lumière qui va exciter les électrons des molécules de certains composés et les fait émettre de la lumière de plus basse énergie détectée et quantifiée. Elle permet d'analyser directement des échantillons sans préparation particulière. Elle est très sensible et ne nécessite pas l'ajout de réactif. Une attention particulière doit être néanmoins apportée quant à l'interprétation des résultats. Il n'est pas possible de remonter à une concentration en COD par exemple (Korak et al., 2014).

Entre 20 et 70 % du COD pourrait être coloré et une partie de ce COD fluoresce (Laane et Koole, 1982) : ce sont les fluorophores. La mesure de fluorescence est obtenue à l'aide d'un spectrofluorimètre. Les données sont rassemblées selon une matrice d'excitation et d'émission de fluorescence (MEEF) qui est construite à partir des spectres de fluorescence d'émission à différentes longueurs d'onde d'excitation couplés aux spectres d'excitation à différentes longueurs d'onde d'émission. Stedmon et al. (2003) ont appliqué PARAFAC (PARAllèle FACTors analysis) aux MEEF pour analyser la MON et pour suivre sa production ainsi que sa dégradation dans l'environnement.

Paula Coble (1996) a rendu populaire les matrices de fluorescence en géochimie environnementale en introduisant la caractérisation des pics en fonction de leur origine. Ainsi, en pointant la présence de pics sur une matrice de fluorescence, il devient possible de déterminer la composition en fluorophores d'un échantillon à partir d'une simple mesure de fluorescence.

Les positions les plus fréquemment observées dans l'eau de mer sont indiquées dans le tableau **Tableau 6**. Le pic A et le pic C, sont reliés aux substances humiques. Le pic D et le pic E sont souvent attribués aux acides fulviques d'origine terrestre. Le pic T et le pic B sont associés à certaines protéines. Enfin, les pics N et M sont attribués à une matière organique d'origine marine. De manière générale, la méthode la plus fréquente pour observer ces pics est la mesure de l'intensité de fluorescence à la position du maximum de pics pour un couple de longueurs d'onde (λ_{EM} , λ_{EX}) (Coble, P., 1996).

Tableau 6 : Fluorophores majeurs de l'eau de mer rencontrés sur une matrice de fluorescence (Coble, 1996, Stedmon et al., 2003)

Noms des pics	λ_{EX} max	λ_{EM} max	Type
A	260	380 – 460	Substances humiques (UV)
C	320 – 360	420 – 480	Substances humiques (visible)
D	390	509	Acide fulvique terrestre ou du sol
E	455	521	Acide fulvique terrestre ou du sol
T	275	340	Protéinique, type tryptophane
B	275	310	Protéinique, type Tyrosine
N	280	370	Originaire de l'activité de phytoplancton
M	290 – 310	380 – 420	Substances humiques marines

1-1.4. Matières organiques particulières et particules transparentes d'exopolymères transparents (PTE)

Les matières organiques particulières (MOP) dans l'eau de mer surfacique sont majoritairement d'origine biologique (Ransom et al., 1998). Elles se composent de bactéries et de cellules algales de petite taille (moins de 1 mm jusqu'à quelques dizaines de mm). Ces bactéries peuvent être à l'origine du développement de biofilms sur les membranes si elles disposent de nutriments. La majeure partie des bactéries hétérotrophes marines peut être quantifiée par la méthode de comptage cellulaire sur boîte de Petri grâce à un milieu de culture spécial (Bakar et al., 2017).

Les MOP dans l'eau de mer surfacique contiennent minoritairement des composés de petite taille (inférieurs à 10 μm - débris organiques fins, particules inorganiques (minéraux d'argile et composés hydratés insolubles)) et principalement des composés de quelques dizaines à quelques centaines de μm : grands débris et agglomérats fécaux, produits de l'agrégation biologique. Les agrégats biologiques sont composés de dépôts biologiques siliceux, de matières organiques amorphes et de microorganismes parfois agrégés grâce à la présence (ou sous la forme) de particules transparentes d'exopolymères (PTE) (Ransom et al., 1998).

La présence de particules est habituellement quantifiée par la mesure de la turbidité en NTU (Unité de Turbidité Néphélométrie) qui repose sur la diffusion de la lumière à travers un échantillon. Il existe aussi la mesure du Silt Density Index (SDI) qui permet de donner un indice de colmatage d'une membrane de microfiltration (MF) sous des conditions de test précises. Puisque la taille des pores de la membrane de MF est de l'ordre de 0,1 μm , cet indice peut être utilisé pour détecter la présence de particules et colloïdes dans l'eau de mer. C'est aussi une mesure utilisée très communément par les

chercheurs et les traités d'eau en tant qu'indice de colmatage des membranes d'OI ou il est considéré qu'un SDI inférieur à 3 est préconisé pour un fonctionnement optimal de l'OI (Sagne, C., 2008).

Le phytoplancton constitue un autre type de matière organique vivante qui peut, par exemple, être à l'origine des PTE que l'on retrouve dans l'eau de mer. Il s'agit d'un organisme autotrophe microscopique, composé premier de la chaîne alimentaire marine. A partir de nutriments et du CO₂ dissous il produit de la matière organique carbonée et dégage de l'oxygène par photosynthèse, en utilisant l'énergie lumineuse grâce aux chlorophylles qui font office de récepteur. Il existe différentes tailles et formes de phytoplanctons (Mercado et al., 2007).

Les PTE sont présentes dans les eaux de surface et consistent essentiellement en des polysaccharides acides même si la composition chimique est variable et complexe. Ce sont des particules collantes ayant l'aspect d'un gel et qui sont formées des exsudats d'algues, de mucus bactérien et du matériel des enveloppes gélatineuses entourant les phytoplanctons (Passow, 2000).

Néanmoins, les PTE se présentent souvent comme des agglomérations de particules et colloïdes qui peuvent varier en taille de quelques nanomètres à des centaines de micromètres. Elles sont fortement hydratées (parfois constituées de plus de 99% d'eau). Elles peuvent donc gonfler jusqu'à 100 fois leur volume solide (Verdugo et al., 2004). Elles se situent par conséquent à la limite des matières organiques dissoutes et particulaires.

2- Techniques de dessalement de l'eau de mer

De nombreuses technologies différentes de dessalement existent pour séparer les sels dissous de l'eau. L'eau dessalée est récupérée pour être consommée tandis que les sels sont concentrés dans un flux d'eau appelé rejet de saumure, qui est éliminé soit dans la mer, soit dans une nappe d'eau saline, ou encore dans des bassins d'évaporation (Maurel, 2006).

Un schéma de flux typique du processus avec les entrées et les sorties est présenté dans la **figure 3**.

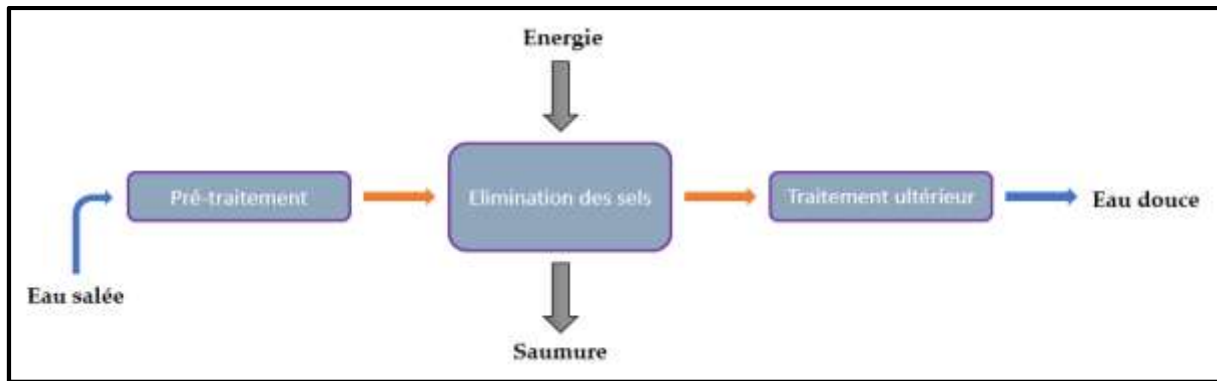


Figure 3 : Schéma classique d'un système de dessalement (Maurel, 2006)

Les processus de dessalement de l'eau nécessitent des quantités significatives d'énergie pour réaliser la séparation des sels et obtenir de l'eau douce. La quantité et le type d'énergie requis varient en fonction de la technique utilisée (Ahmed et al., 2002).

Le choix de la technologie utilisée pour le dessalement de l'eau dépend de plusieurs facteurs spécifiques au site, notamment la qualité de l'eau source, l'utilisation prévue de l'eau produite, la taille de l'installation, les coûts en capital, les coûts énergétiques et le potentiel de réutilisation de l'énergie (Al-Subaie et al., 2007). Les processus de dessalement commercialement testés sont présentés dans la **figure 4**.

Le dessalement de l'eau peut être réalisé par différentes techniques qui peuvent être classées en deux catégories : Les procédés thermiques et les procédés membranaires.

- Les procédés thermiques peuvent être subdivisés en : évaporation flash à plusieurs étages, distillation à effet multiple et compression de vapeur.
- Les procédés membranaires sont subdivisés en : osmose inverse, électrodialyse et nanofiltration.

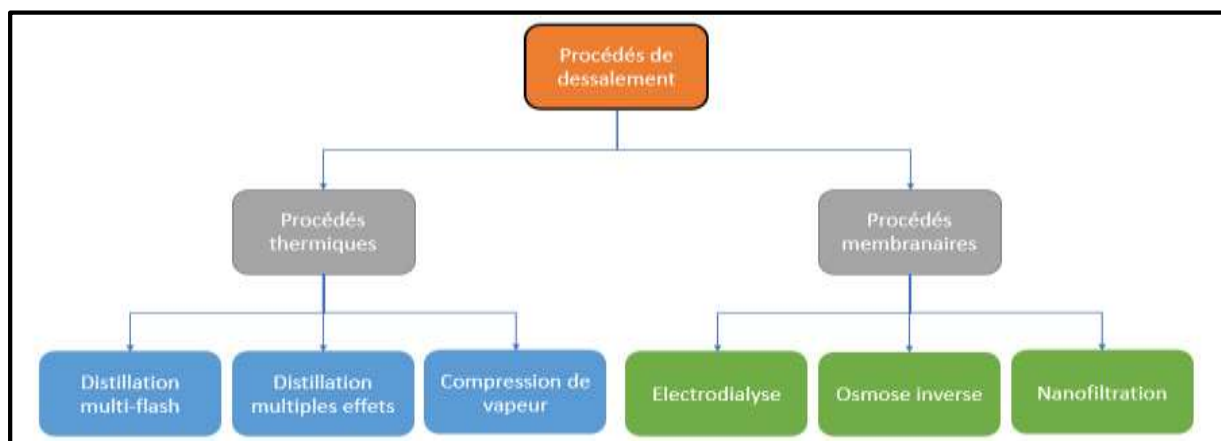


Figure 4 : Procédés de dessalement industriels (Maurel, 2006)

2-1. Procédés thermiques

Cette méthode imite le cycle hydrologique en chauffant de l'eau salée pour produire de la vapeur d'eau qui se condense ensuite pour former de l'eau douce sans sel. L'eau douce est ensuite minéralisée pour la rendre adaptée à la consommation humaine. Les facteurs importants à prendre en compte pour cette méthode de désalinisation sont la température appropriée par rapport à la pression ambiante et suffisamment d'énergie pour la vaporisation afin de minimiser l'énergie et de contrôler la formation de tartre. L'énergie nécessaire pour la vaporisation est généralement réduite en utilisant plusieurs points d'ébullition dans des récipients successifs, chacun fonctionnant à une température et une pression plus basse, où la formation de tartre est contrôlée en contrôlant la température maximale du processus ou en ajoutant des agents antitartres à l'eau de mer. Les méthodes thermiques connues sont le procédé de distillation multi-flash (MSF), la distillation à multiples effets (MED) et la distillation par compression de vapeur (VC) (Dach, 2008).

2-1.1. Distillation à multiples effets

Le processus de distillation à multiples effets (MED) est la méthode de désalinisation la plus ancienne et est très efficace sur le plan thermodynamique. Le processus MED se déroule dans une série d'évaporateurs appelés effets et utilise le principe de réduction de la pression ambiante dans les différents effets. Ce processus permet à l'eau de mer d'être soumise à une ébullition multiple sans apport de chaleur supplémentaire après le premier effet. L'eau de mer pénètre dans le premier effet et est portée à ébullition après avoir été préchauffée dans des tubes. L'eau de mer est pulvérisée sur la surface des tubes de l'évaporateur pour favoriser une évaporation rapide. Les tubes sont chauffés par de la vapeur fournie de l'extérieur provenant généralement d'une centrale électrique à double usage. La vapeur se condense de l'autre côté des tubes, et le condensat de vapeur est recyclé vers la centrale électrique pour l'alimentation en eau de sa chaudière. L'économie de vapeur de l'installation MED est proportionnelle au nombre d'effets. Le nombre total d'effets est limité par la plage de température totale disponible et la différence de température minimale autorisée entre un effet et l'effet suivant. Seule une partie de l'eau de mer appliquée aux tubes dans le premier effet est évaporée. Le reste de l'eau d'alimentation est envoyé au deuxième effet, où elle est à nouveau appliquée à un faisceau de tubes. Ces tubes sont à leur tour chauffés par les vapeurs créées dans le premier effet. Cette vapeur se condense en eau douce, tout en cédant de la chaleur pour évaporer une partie de l'eau de mer restante dans l'effet suivant. Le processus

d'évaporation et de condensation est répété d'effet en effet, chacun à une pression et une température successivement plus basse. (Dach, 2008)

2-1.2. Distillation à plusieurs étages par flash (MFS)

Dans la distillation à plusieurs étages par flash ou distillation multi-flash, l'eau est chauffée sous pression, ce qui l'empêche de se vaporiser pendant le chauffage. Elle passe ensuite dans une chambre séparée maintenue à une pression inférieure, ce qui lui permet de se vaporiser, mais loin des tuyaux de chauffage, les empêchant ainsi de s'encrasser. Comme pour le MED, les systèmes pratiques de distillation par flash sont compartimentés et chaque compartiment est appelé un étage, d'où le terme Flash Multi-Étages (MSF). (Dach, 2008).

2-1.3. Compression de vapeur

La compression de la vapeur d'eau augmente sa température, ce qui permet de l'utiliser comme source de chaleur pour le même réservoir d'eau qui l'a produite. Cela permet le recyclage de la chaleur dans un processus de distillation à simple effet. Dans la compression de vapeur thermique, le compresseur est entraîné par de la vapeur, et de tels systèmes sont populaires pour la désalinisation à moyenne échelle car ils sont simples, par rapport au MSF. Dans la compression de vapeur mécanique, le compresseur est entraîné par un moteur diesel ou un moteur électrique (Nicos, 2001).

L'eau produite par le processus thermique est très pure, presque sans sel, où la qualité de l'eau d'alimentation a un effet presque négligeable sur la consommation d'énergie (Nicos, 2001). Les procédés thermiques sont les principales technologies de désalinisation utilisées dans toute la région du Moyen-Orient, car ces technologies peuvent produire de l'eau de haute pureté à partir de l'eau de mer et en raison des coûts de carburant moins élevés dans la région.

2-2. Procédés membranaires

Les membranes ont la capacité de différencier et de séparer sélectivement les sels et l'eau. En utilisant cette capacité, mais de manière différente dans chaque cas, trois procédés de désalinisation par membrane ont été développés : l'électrodialyse (ED), l'osmose inverse (OI) et la nanofiltration (NF) (Dach, 2008).

L'OI représente le segment à la croissance la plus rapide du marché de la désalinisation (Blank et al., 2007). Les technologies de membranes peuvent être utilisées pour la désalinisation de l'eau de mer et de l'eau saumâtre, mais elles sont plus couramment utilisées

pour la désalinisation de l'eau saumâtre car la consommation d'énergie est proportionnelle à la teneur en sel de l'eau source.

Comparées aux procédés de distillation thermique, les technologies membranaires ont généralement des coûts d'investissement plus faibles et nécessitent moins d'énergie, ce qui contribue à des coûts d'exploitation plus bas (Khawaji et al., 2008).

2-2.1. Osmose inverse

Dans le processus d'osmose inverse (OI), la pression osmotique est surmontée en appliquant une pression externe supérieure à la pression osmotique sur l'eau d'alimentation. Ainsi, l'eau s'écoule dans le sens inverse du flux naturel à travers la membrane, laissant les sels dissous derrière elle, avec une augmentation de la concentration en sel. Aucun chauffage ni changement de phase n'est nécessaire. L'énergie principale requise pour le dessalement est celle nécessaire à la mise sous pression de l'eau de mer. Une grande installation typique d'osmose inverse de l'eau de mer comprend quatre composants principaux : le prétraitement de l'eau d'alimentation, la pompe haute pression, la séparation par membrane et le post-traitement du perméat (Nicos, 2001).

2-2.2. Électrodialyse

L'électrodialyse utilise également des membranes, mais contrairement à l'osmose inverse, les ions de sel sont délibérément transportés à travers les membranes, laissant derrière eux l'eau douce (Walha et al., 2007). Deux types de membranes sont nécessaires : l'une laisse passer les anions mais pas les cations, et l'autre fait l'inverse. Ces membranes sont empilées alternativement et maintenues éloignées les unes des autres par des entretoises. L'eau salée est introduite dans les couches d'entretoises d'un côté de l'empilement, et une tension continue est appliquée à l'ensemble de l'empilement. Les ions de sel sont attirés à travers l'une ou l'autre membrane en fonction de leur polarité, et lorsque l'eau sort de l'autre côté de l'empilement, elle est alternativement de l'eau douce et du concentré dans des compartiments séparés. L'inversion de la polarité de la tension appliquée inverse les compartiments d'eau douce et de concentré, et cela peut être fait périodiquement (plusieurs fois par heure) afin de réduire l'encrassement, et on parle d'électrodialyse inversée (Dach, 2008). L'électrodialyse a été commercialisée dans les années 1960 et est largement utilisée aujourd'hui pour le dessalement des eaux saumâtres. La consommation d'énergie dépend fortement de la concentration de l'eau d'alimentation, de sorte que l'électrodialyse est rarement utilisée pour le dessalement de l'eau de mer (Walha et al., 2007).

2-2.3. Nanofiltration

La nanofiltration fonctionne de manière similaire à l'osmose inverse, à la différence que la NF nécessite moins de pression. Ce processus peut éliminer certains solides dissous totaux, mais il est souvent utilisé pour adoucir partiellement l'eau et il est efficace pour éliminer les solides et le carbone organique dissous. Pour les eaux saumâtres à faible TDS (Total Dissolved Solids ou Total des Solides Dissous en français), la NF peut être utilisée comme traitement autonome pour éliminer les sels (Shaep, 2001).

A titre de comparaison, le **Tableau 7** illustre quelques avantages et inconvénients des procédés de dessalement.

Tableau 7 : Caractéristiques des opérations de désalinisation (Mohsen et Al-Jayyousi, 1999)

Procédé de dessalement	Avantages	Inconvénients
Distillation à multiples effets	<ul style="list-style-type: none"> • Haute capacité de production • Coût en capital faible • Haute pureté (<30ppm) • Indépendant de la salinité pour l'apport énergétique • Opérateur peu qualifié requis au minimum 	<ul style="list-style-type: none"> • Dépendance de la production selon la disponibilité d'électricité locale • Longue période de construction • Difficulté à contrôler la qualité de l'eau • Faible conversion de l'eau d'alimentation (30 % à 40 %) • Main-d'œuvre intensive • Exigences en termes d'espace et de matériaux importantes
Osmose inverse	<ul style="list-style-type: none"> • Convient à la fois à l'eau de mer et à l'eau saumâtre • Flexibilité quant à la quantité et à la qualité de l'eau • Faible demande en énergie par rapport au MED et au VC • Flexibilité dans le choix de l'emplacement du site • Flexibilité dans le démarrage et l'arrêt de l'exploitation • Fonctionnement simple 	<ul style="list-style-type: none"> • Basse qualité de dessalement (250-500 ppm) • Nécessite une eau d'alimentation de haute qualité • Coûts d'investissement et d'exploitation relativement élevés • Exigences élevées en termes de pression • Temps de construction long pour les installations à grande échelle
Compression de vapeur	<ul style="list-style-type: none"> • Haute qualité de l'eau (20 ppm) • Charge opérationnelle élevée • Période de construction courte • Flexibilité dans l'exploitation et la production 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts d'exploitation élevés • Consommation d'énergie élevée • Manque de contrôle de la qualité de l'eau

Electrodialyse	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts d'exploitation et d'investissement faibles • Source d'énergie flexible • Taux de conversion élevé (80%) • Consommation d'énergie faible • Exigences en termes d'espace et de matériaux faibles 	<ul style="list-style-type: none"> • Capacité limitée à moyenne pour l'eau saumâtre (3000 ppm) • Nécessite un prétraitement soigneux de l'eau d'alimentation • Capacité de production faible • La pureté est affectée par la qualité de l'eau d'alimentation
Distillation multi-flash	<ul style="list-style-type: none"> • Flexibilité par rapport à la salinité de l'eau d'alimentation • Production de haute pureté (<30 ppm) • Grande capacité de production • Faible exigence en termes de compétences • Production à la fois d'eau et d'électricité • Fort apport énergétique 	<ul style="list-style-type: none"> • Intensif en main-d'œuvre • Faible taux de conversion (30 % à 40 %) • Coûts d'exploitation élevés • Exigences élevées en matière de construction • Potentiel limité d'amélioration

3- Technologies de dessalement émergentes

Les technologies de dessalement émergentes jouent un rôle essentiel dans la recherche de solutions innovantes et durables pour répondre à la demande croissante en eau douce. L'article de Ghaffour et al. (2015) propose un aperçu approfondi des développements récents dans le domaine du dessalement. L'étude met en évidence plusieurs technologies émergentes, dont l'osmose inverse directe (DO), l'osmose inverse à récupération d'énergie (ERO), l'osmose inversée avancée (ARO) et l'osmose directe (FO). Ces avancées prometteuses offrent de nouvelles perspectives pour améliorer l'efficacité, la rentabilité et l'empreinte environnementale des processus de dessalement.

- **Osmose inverse directe (Direct Osmosis, DO) :** Une technologie qui combine l'osmose inverse et l'osmose directe pour améliorer l'efficacité du processus de dessalement.
- **Osmose inverse à récupération d'énergie (Energy Recovery Osmosis, ERO) :** Une méthode qui utilise des dispositifs de récupération d'énergie pour réduire la consommation d'énergie lors de l'osmose inverse.
- **Osmose inversée avancée (Advanced Reverse Osmosis, ARO) :** Une variante de l'osmose inverse qui intègre des membranes spéciales et des configurations de modules pour améliorer les performances de dessalement.
- **Osmose directe (Direct Osmosis, FO) :** Une technique qui utilise un solvant à faible pression osmotique pour réaliser le dessalement, en utilisant un flux d'eau douce comme solvant.

Chapitre III Technologie
membranaire, nanoparticules
pour le dessalement de l'eau
de mer

1- Technologie membranaire

La filtration par membrane est considérée comme la technologie la plus viable pour relever les défis actuels de l'eau car elle nécessite un apport chimique ou thermique minimal et ne produit pas de sous-produits nocifs (Shannon et al., 2010). Plus important encore, la filtration par membrane est capable de retirer sélectivement les contaminants en modifiant les structures des membranes et les tailles des pores (Qadir et al, 2017; Yin et Deng, 2015). Une force motrice courante pour la séparation par membrane est la pression (Van der Bruggen et al. 2003). Les membranes actionnées par pression peuvent être catégorisées comme microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, osmose inverse et osmose directe en fonction des tailles de pores des membranes et des mécanismes de fonctionnement. La microfiltration est généralement utilisée pour éliminer les solides en suspension, les procaryotes, les levures et les champignons, tandis que l'ultrafiltration est souvent utilisée pour éliminer les virus, les colloïdes et les macromolécules. La nanofiltration cible principalement la dureté, les métaux lourds et les matières organiques dissoutes, et l'osmose inverse est utilisée pour la désalinisation, la réutilisation de l'eau et la production d'eau ultra-pure (Bernardo et al., 2009; Pendergast et Hoek, 2011; Ulbricht, 2006).

Selon leur composition, les membranes sont divisées en membranes polymères et membranes inorganiques. Les deux types de membranes ont été largement explorés pour la filtration de l'eau. Les membranes inorganiques sont hautement résistantes et durables face aux produits chimiques corrosifs tels que les acides forts, les bases et les oxydants et ont une bonne résistance mécanique et tolérance à la température. Les membranes inorganiques sont également supérieures aux membranes polymères en matière de maintenance car elles sont moins vulnérables à la dégradation bactérienne. Un nettoyage chimique à haute température peut être utilisé pour éliminer le bio-encrassement et obtenir une récupération élevée du flux (Amin et al., 2016). Dans de nombreuses applications nécessitant des conditions environnementales sévères, les membranes inorganiques sont la seule option. Cependant, en raison du coût élevé de fabrication, des difficultés de manipulation et du contrôle relativement faible de la distribution de la taille des pores, les membranes inorganiques sont moins courantes dans le traitement de l'eau (Goh et Ismail, 2017 ; Ng et al., 2013). En revanche, les membranes polymères présentent une très grande adaptabilité. Leur taille de pore peut être contrôlée dans une plage étroite. Les propriétés des membranes peuvent être modifiées en ajustant les conditions de coulée, les molécules de monomères et les concentrations, les

additifs et les conditions du bain de coagulation (Goh et Ismail, 2017). Toutefois, les membranes polymères présentent également plusieurs inconvénients majeurs. Le principal désavantage est leur susceptibilité à l'encrassement en raison de leur hydrophobie inhérente (Lee et al., 2016a, b, c). Elles présentent également une faible résistance au chlore. Selon l'importance de l'encrassement, un nettoyage physique et chimique intensif peut être nécessaire, ou la membrane doit être remplacée (Ng et al., 2013). Le chlore, couramment utilisé comme désinfectant dans le processus de traitement de l'eau, peut réagir avec les groupes fonctionnels riches en électrons dans les membranes polymères (Raval et al., 2010). Le fort compromis entre perméabilité et sélectivité est un autre défi. Il est difficile d'améliorer l'une sans compromettre l'autre pour la membrane polymère actuelle.

Les limitations des membranes polymères actuelles ont encouragé les efforts pour développer des membranes de nouvelle génération avec une haute perméabilité et sélectivité, ainsi que des propriétés antifouling et de résistance au chlore. Les avancées dans la nanotechnologie, une technologie de pointe au niveau atomique, offrent une opportunité unique pour améliorer les membranes. Des nanoparticules modifiées avec des propriétés bien contrôlées dans la plage de 1 à 100 nm dans au moins deux dimensions peuvent être facilement synthétisées. Elles présentent des propriétés structurales, thermiques et mécaniques uniques par rapport à leurs homologues massifs, car l'effet de taille quantique devient significatif à l'échelle nanométrique (Kestell et DeLorey, 2009). L'augmentation significative de la surface spécifique est également une raison principale de leurs propriétés uniques (Guo et al., 2012). L'initiative d'incorporer des nanoparticules dans la membrane polymère provient de l'attente que les membranes polymères peuvent bénéficier des propriétés supérieures des nanoparticules pour surmonter certaines de leurs faiblesses, telles que leur propension à l'encrassement. En fonction de la structure de la membrane et de la localisation des nanoparticules, différents types de membranes nanocomposites peuvent être fabriqués, notamment le nanocomposite matrice-mixte conventionnel, le nanocomposite en film mince, le composite en film mince avec substrat nanocomposite et le nanocomposite situé en surface (Qadir et al., 2017 ; Yin et Deng, 2015), comme illustré sur la **figure 5**.

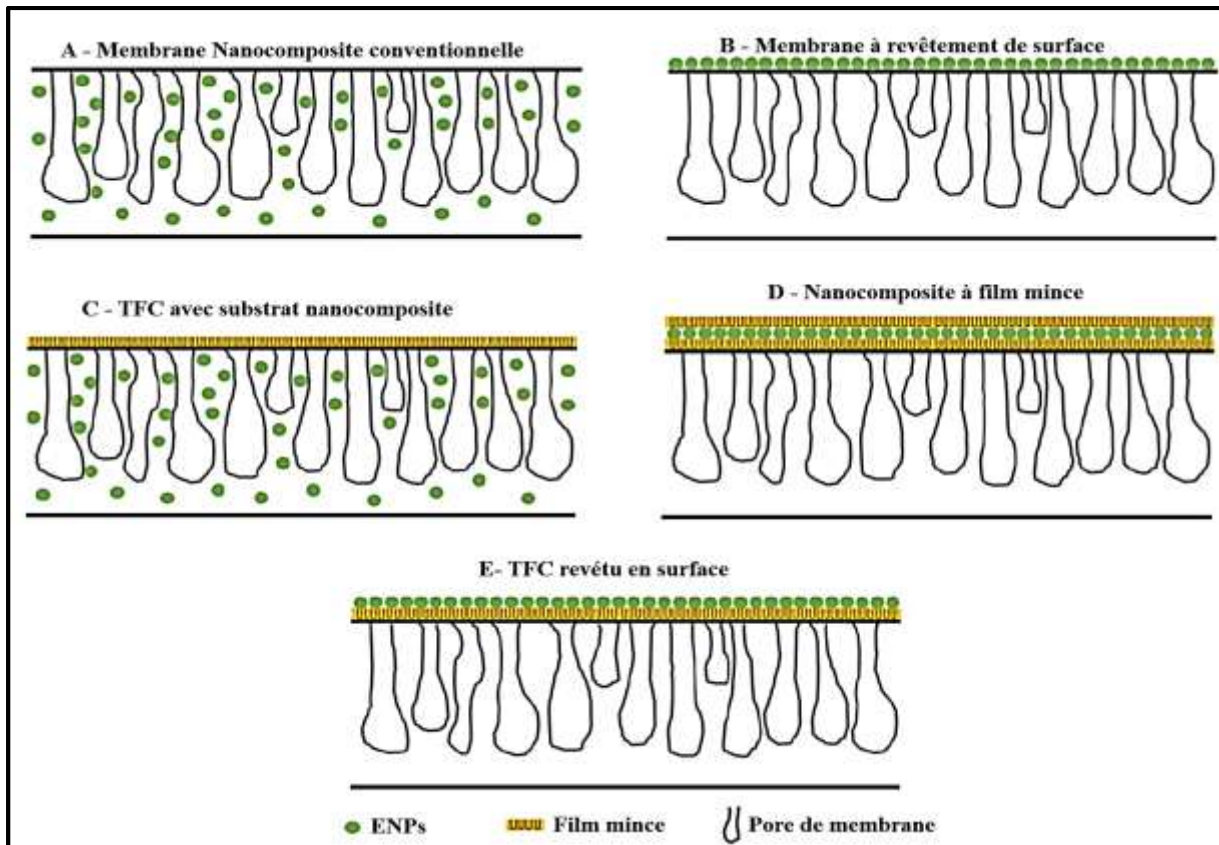


Figure 5 : Cinq types de membranes nanocomposites : A – Membrane conventionnelle ; B – Membrane à revêtement de surface ; C – TFC avec substrat nanocomposite ; D – Nanocomposite à film mince et E – TFC revêtu en surface

2- Revue des membranes utilisées dans le domaine du dessalement

Les membranes peuvent être classées en organiques, inorganiques et hybrides de matériaux organiques/inorganiques.

2-1. Membranes organiques

Les membranes polymères représentent la plus grande proportion de membranes installées actuellement en usage. Plusieurs polymères différents sont utilisés pour s'adapter à la coupure de poids moléculaire requise, ou pour obtenir la résistance souhaitée à l'encrassement ou la performance lorsqu'ils sont en contact avec un fluide de processus spécifique. Les membranes organiques sont généralement fabriquées à partir de polymères naturels ou synthétiques. Les matériaux courants comprennent : l'acétate de cellulose, le polysulfone, les polyamides aromatiques, le polyacrylonitrile (Nguyen, 1999, Suen et al., 2003 et Ulbricht, 2006).

2-1.1. Acétate de cellulose

L'acétate de cellulose (CA) est l'une des premières membranes polymères qui ont été utilisées pour la séparation à base d'eau, c'est-à-dire les techniques d'osmose inverse et d'ultrafiltration (Sivakumar et al., 2006). Étant hydrophile, l'acétate de cellulose offre une bonne résistance à l'encrassement. Les membranes en acétate de cellulose ont une haute perméabilité à l'eau et sont également peu coûteuses et faciles à fabriquer. Cependant, leur structure asymétrique les rend susceptibles à la compaction sous de hautes pressions d'exploitation, surtout à des températures élevées, entraînant une réduction du flux de produit. Les membranes en acétate de cellulose sont sensibles à l'hydrolyse et ne peuvent être utilisées que sur une plage de pH limitée (4 à 6). Elles sont vulnérables aux attaques microbiennes et subissent également une dégradation à des températures supérieures à 35°C (Buisson et al., 1998).

2-1.2. Polyamides aromatiques

Les membranes en polyamides (PA) surmontent certains des problèmes associés aux membranes CA ; elles ont une meilleure résistance à l'hydrolyse et à l'attaque biologique que les membranes cellulosiques. Elles peuvent également être exploitées sur une plage de pH de 4 à 11 et peuvent résister à des températures plus élevées (Nguyen, 1999). Cependant, les membranes PA sont bien pires en ce qui concerne la tolérance au chlore et les tendances au bioencrassement et ont une perméabilité à l'eau inférieure à celle des membranes CA (H. Dach, 2008)). Le polyamide est utilisé comme couche de membrane à film mince dans les membranes NF et RO. La sous-couche poreuse de soutien de ces membranes est généralement fabriquée en polysulfone (Nguyen, 1999).

2-1.3. Polysulfone

Le polysulfone est un matériau attrayant pour la préparation de membranes car il possède d'excellentes propriétés de formation de film et une grande stabilité mécanique et chimique. Le polysulfone est couramment utilisé pour les membranes UF ou recouvert de polymères aromatiques pour les membranes NF et RO. L'utilisation de polysulfone pour la phase aqueuse est limitée en raison de son hydrophobie, ce qui le rend susceptible à l'encrassement (H. Dach, 2008).

2-2. Membranes inorganiques

Les membranes peuvent également être préparées à partir de matériaux inorganiques tels que les céramiques, les métaux et le verre. Deux principales classes de membranes peuvent être distinguées : denses (elles sont fabriquées à partir de métaux, d'hybrides organiques-inorganiques ou d'oxydes conducteurs mixtes) et poreuses (céramiques) (H. Dach, 2008). La transformation sol-gel, la déposition chimique en phase vapeur assistée par plasma et la synthèse hydrothermale sont des méthodes qui peuvent être utilisées pour la préparation de membranes inorganiques (Cot, 1998). Les membranes inorganiques concurrencent les membranes organiques pour des applications spécifiques dans des conditions drastiques. Elles peuvent fonctionner à des températures élevées, avec des membranes métalliques stables à des températures allant de 500 à 800°C et de nombreuses membranes céramiques utilisables à plus de 1000°C (H. Dach, 2008). Elles sont beaucoup plus résistantes à l'attaque chimique et ont un long cycle de vie (Caroa et al 2006). Mais d'un autre côté, leurs propriétés de pore, leur coût, leur capacité de modification de surface peuvent ne pas être compétitives. En conséquence, les matériaux inorganiques sont rarement adoptés comme supports de membrane d'affinité (Suen et al 2003).

2-3. Membranes hybrides

Les matériaux hybrides organiques-inorganiques offrent des avantages spécifiques pour la préparation de membranes artificielles présentant une haute sélectivité et un flux, ainsi qu'une bonne résistance thermique et chimique (Sforça et al 1999). Les matériaux hybrides organiques/inorganiques sont généralement classés en deux catégories (Cot et al 2000) :

- Type I dans lequel seules des interactions comme les forces de van der Waals ou les liaisons hydrogène existent entre les parties organiques et inorganiques. Les matériaux hybrides peuvent être décrits ici comme des micro ou nanocomposites dans lesquels une partie (organique ou inorganique) est dispersée dans l'autre partie agissant comme matrice hôte.
- Type II dans lequel une liaison covalente existe entre les parties organiques et inorganiques, résultant soit en un matériau hybride homogène au niveau moléculaire, soit en des matériaux inorganiques à haute surface modifiés par greffage de groupes organiques.

3- Avantages et limitations des membranes nanocomposites dans le dessalement de l'eau de mer

Le dessalement de l'eau de mer est devenu une priorité mondiale face à la demande croissante en eau potable. Dans ce cadre, les membranes nanocomposites ont émergé comme une solution prometteuse, combinant des avantages techniques innovants tout en présentant des défis qu'il convient d'adresser.

3-1. Membranes Organiques

Les membranes organiques nanocomposites, spécifiquement celles modifiées par des nanomatériaux tels que l'oxyde de graphène, ont révolutionné l'approche du dessalement. Leurs propriétés uniques offrent une série d'avantages essentiels pour le traitement de l'eau (Ulbricht, 2006)

3-1.1. Avantages

Amélioration de la rétention de molécules organiques : L'un des avantages les plus significatifs des membranes organiques modifiées est leur capacité accrue à retenir les molécules organiques. Samhari (2021) a mis en évidence que l'incorporation de nanoparticules hydrophiles, à travers la modification de surface, permet d'hydrophiliser la membrane. Cette transformation rend la surface de la membrane plus lisse, réduisant ainsi les risques de colmatage, un problème majeur dans les procédés de dessalement traditionnels. Cette hydrophilie améliorée garantit une filtration plus efficace et constante, même lors d'une utilisation prolongée (Samhari, 2021).

- **Caractéristiques physicochimiques uniques :** La nature des nanomatériaux intégrés dans les membranes organiques leur confère des propriétés physicochimiques distinctes. Kim et al. (2010) ont souligné que l'incorporation de tels nanomatériaux dans les membranes augmente considérablement leur surface spécifique. Cette augmentation permet une interaction renforcée avec les ions et les molécules présents dans l'eau de mer, rendant la séparation et la rétention des solutés plus efficaces.

Cependant, les membranes organiques nanocomposites ne sont pas exemptes de défis. La nature même des nanoparticules, qui offre ces avantages, peut également poser des problèmes (Nguyen, 1999)

3-1.2. Limitations des Membranes Organiques

- **Défis de dispersion des nanoparticules** : Bien que l'intégration de nanoparticules apporte des avantages significatifs en termes de performance, elle introduit également des problèmes de dispersion. La dispersion homogène des nanoparticules au sein de la matrice polymère est cruciale pour le fonctionnement optimal de la membrane. Toutefois, selon Samhari (2021), obtenir une dispersion uniforme, en particulier avec des particules telles que les nanoargiles, est un défi majeur. Une mauvaise dispersion peut entraîner des incohérences dans la performance de la membrane, potentiellement réduisant sa perméance et augmentant le risque de colmatage, comme l'ont souligné diverses études [Ghaemi et al., 2011; Anadão et al., 2010].
- **Risques associés à la lixiviation** : Un autre défi majeur associé aux membranes nanocomposites organiques est le risque de lixiviation des nanoparticules. L'absence de liaisons covalentes entre le polymère et les nanoparticules peut entraîner la migration de ces particules hors de la membrane pendant le processus de filtration [Samhari, 2021]. Non seulement cela peut compromettre l'intégrité structurelle et la performance de la membrane à long terme, mais cela pose également un risque potentiel pour la qualité de l'eau filtrée. La présence de nanoparticules dans l'eau potable peut avoir des implications sanitaires non encore pleinement comprises (Samhari, 2021).

3-2. Membranes Inorganiques

Les membranes inorganiques offrent également un ensemble unique d'avantages pour le Dessalement, tout en présentant leurs propres défis.

3-2.1. Avantages

- **Sélectivité élevée** : L'un des principaux atouts des membranes inorganiques est leur sélectivité élevée. Grâce à leur nature inorganique, ces membranes ont démontré une capacité supérieure à cibler et à éliminer des polluants spécifiques lors du Dessalement. Cette sélectivité est essentielle pour garantir une eau de qualité supérieure, exempt de contaminants indésirables [Wang et al., 2018].

3-2.2. Limitations des Membranes Inorganiques

- **Flux d'eau réduit** : Bien que les membranes inorganiques présentent une sélectivité supérieure, elles ont tendance à avoir un flux d'eau plus faible en comparaison avec les

membranes organiques. Cette caractéristique signifie qu'elles peuvent traiter des volumes d'eau plus petits à un moment donné, ce qui pourrait limiter leur applicabilité dans des installations de dessalement à grande échelle [Wang et al., 2018].

- **Coûts et complexité de fabrication** : La fabrication de membranes inorganiques peut être plus complexe et coûteuse que celle de leurs homologues organiques. La nécessité d'utiliser des matériaux et des techniques spécifiques peut augmenter le coût global de production, rendant ces membranes moins accessibles pour des applications à grande échelle (Cot, 1998).

En résumé, face à la demande croissante en eau potable, les membranes nanocomposites, qu'elles soient organiques ou inorganiques, offrent une solution prometteuse pour le dessalement de l'eau de mer. Leur capacité à améliorer l'efficacité de la séparation, tout en présentant des défis uniques, montre le potentiel et l'importance de la recherche continue dans ce domaine.

Les membranes hybrides inorganiques-organiques, qui combinent les avantages des deux types de membranes, émergent comme une solution potentielle pour surmonter certains des défis associés à chaque type. En combinant le flux d'eau élevé des membranes organiques avec la sélectivité élevée des membranes inorganiques, ces membranes hybrides pourraient bien représenter l'avenir du dessalement [Wang et al., 2018].

À mesure que la technologie évolue, il est essentiel de continuer à évaluer et à améliorer ces membranes pour garantir leur efficacité, leur durabilité et leur sécurité, tout en veillant à ce qu'elles soient économiquement viables pour une mise en œuvre à grande échelle.

4- Evaluation des performances des nanocomposites en termes d'adsorption, de perméabilité et de sélectivité

La perméabilité d'une membrane fait référence à sa capacité à laisser passer un flux, et une haute perméabilité nécessite que la membrane soit très poreuse, ultra-fine et présente une faible tortuosité des canaux. La sélectivité d'une membrane fait référence à sa capacité à séparer les molécules cibles du reste du fluide, et une haute sélectivité nécessite des pores petits et uniformes ainsi qu'une chimie de surface appropriée (Bazhin, 2015). Presque toutes les membranes ont une relation de compromis entre perméabilité et sélectivité, sauf pour les membranes biologiques, qui sont à la fois hautement perméables et sélectives en raison de leur structure unique et de la régulation cellulaire. Sur la base de la compréhension des

membranes biologiques et synthétiques, les caractéristiques clés des membranes utiles pour surmonter ce compromis incluent des pores de taille appropriée, une distribution étroite de la taille des pores, une couche active mince, et une interaction hautement ajustée entre les composés cibles et la membrane (Zhang et al., 2010).

La matière organique naturelle est composée d'un mélange hétérogène de substances humiques, d'acides hydrophiles, de protéines, de lipides, de glucides et d'hydrocarbures et constitue une cible principale de la filtration membranaire. Les membranes de microfiltration et d'ultrafiltration rejettent seulement 20-50% des matières organiques naturelles de taille moyenne inférieure à 1 nm. Cependant, les membranes de nanofiltration et d'osmose inverse peuvent bloquer plus de 90% des matières organiques par exclusion de taille. Le rejet des ions salins dépend de l'énergie d'hydratation des ions individuels. Plus l'hydratation du soluté est élevée, plus le rejet du soluté est élevé. Les ions de valence plus élevée ont généralement un taux de rejet plus élevé en raison de la répulsion électrostatique plus forte des membranes chargées (Garba et al., 2003; Murthy et Gaikwad, 2013). Pour minimiser la relation de compromis, la sélectivité des membranes basse pression et la perméabilité des membranes haute pression doivent être améliorées.

4-1. Nanoparticules à base de carbone

Hinds et al. (2004) ont rapporté que les débits de fluide étaient multipliés par quatre à cinq ordres de grandeur en incorporant des nanotubes de carbone multi-parois alignés dans une membrane de polystyrène (Yang et al., 2016). De manière similaire, la perméabilité de la membrane nanocomposite en polycarbonate avec des nanotubes de carbone était plusieurs ordres de grandeur plus élevée, malgré des tailles de pores d'environ un ordre de grandeur plus petites (Hinds et al., 2004). Des analyses ultérieures ont révélé que des nanotubes de carbone bien alignés fonctionnent comme des pores extrêmement efficaces car leur structure creuse unique permet un transport sans friction des molécules d'eau à travers les canaux (Das et al., 2014; Elimelech et Phillip, 2011; Holt et al., 2006). Théoriquement, les fortes interactions hydrophobes des nanotubes de carbone avec les matières organiques naturelles permettent aux membranes nanocomposites de nanotubes de carbone d'obtenir un meilleur rejet des matières organiques naturelles ou des composés organiques hydrophobes (Lee et al., 2016a, b, c). Pour les ions inorganiques, diverses interactions incluant l'exclusion de taille, l'encombrement stérique, et l'interaction électrostatique contribuent à leur rejet par les nanotubes de carbone. Les ions salins hydratés

volumineux peuvent être exclus par les tubes les plus internes et les vides interstitiels entre les feuilles de graphène des nanotubes de carbone (Qiu et al., 2009). Ils sont également gênés par des groupes fonctionnels sur les nanotubes de carbone via des effets stériques. En fonction des groupes fonctionnels, les ions de même charge sont repoussés, et ceux de charges opposées sont attirés. L'électro-neutralité empêche la migration aléatoire des ions, et donc, les cations et anions sont retenus (Corry, 2008; Fornasiero et al., 2008).

En effet, de nombreuses études récentes ont signalé des améliorations dans la relation de compromis entre la perméabilité et la sélectivité en incorporant des nanotubes de carbone dans les membranes. Par exemple, les flux de perméation du chlorure de sodium et des solutions d'acide téréphtalique purifié ont augmenté à mesure que la concentration de nanotubes de carbone fonctionnalisés augmentait dans une membrane de polyamide/polyéthersulfone, atteignant respectivement un maximum de 71 et 41 L/m² h (Zhang et al., 2011). En plus des canaux creux formés par des nanotubes alignés, l'agrégation de nanotubes pourrait former des réseaux intacts interconnectés avec les pores originaux dans la membrane, ce qui a encore augmenté le flux à mesure que la concentration de nanotubes de carbone augmentait. La densité de réticulation optimisée, la polarité, et la structure du polymère de la membrane nanocomposite sont des facteurs clés pour la perméabilité et la sélectivité élevées des membranes nanocomposites (Kim et al., 2014). Une fonctionnalisation appropriée des nanotubes de carbone peut souvent conduire à de meilleures performances. Le flux d'eau pure de la membrane polyaniline/polyéthersulfone avec 2% de nanotubes de carbone hydroxyl-fonctionnalisés a été augmenté à un maximum de 1498,1 L/m² h contre 20,4 L/m² h sous 0,1 MPa (Lee et al., 2016a, b, c). Cette augmentation spectaculaire de la perméabilité à l'eau a été attribuée aux effets synergiques de la porosité de la membrane et de l'hydrophilie.

Les membranes nanocomposites à base d'oxyde de graphène ont également montré une haute perméabilité ; cependant, les mécanismes d'amélioration de la perméabilité par les nanofeuilles GO ne sont pas entièrement compris. Les mécanismes potentiels comprennent : (1) les molécules d'eau peuvent passer à travers l'oxyde de graphène dans un flux à faible friction entre les canaux hydrophobes (Nair et al., 2012) ; et (2) les défauts sur les nanofeuilles d'oxyde de graphène peuvent fonctionner comme des points d'agrégation pour les molécules d'eau, et les bords hydrophiles agissent comme des "portes" pour les molécules d'eau accumulées à glisser à travers. Après avoir passé les "portes", les molécules

d'eau entrent dans les canaux hydrophobes 2D entre les nanofeuilles d'oxyde de graphène et accélèrent à une grande vitesse en raison de la faible friction (également connu sous le nom d'effet de réduction de traînée). La taille latérale plus grande des nanofeuilles d'oxyde de graphène peut prolonger les canaux hydrophobes 2D et ainsi entraîner une vitesse d'eau plus élevée à la fin des canaux (Wang et al., 2016).

4-2. Nanoparticules métalliques

Des membranes à base de chlorure de polyvinyle mélangé à de l'acétate de cellulose contenant 0,01, 0,1, et 1% en poids d'hématite (Fe_3O_4) ont montré une porosité plus élevée et des canaux augmentés avec l'augmentation du contenu en Fe_3O_4 . Cependant, le flux d'eau maximal a été atteint à 0,1% en poids. De plus, l'augmentation de Fe_3O_4 à 1% en poids a réduit le flux d'eau en raison du blocage du canal (Gholami et al., 2014). Fe_3O_4 est un adsorbant efficace pour les métaux lourds ; par conséquent, le rejet de sel de la membrane nanocomposite Fe_3O_4 a été nettement amélioré à 46% à 0,1% en poids, soit 228,6% de plus que la membrane nue. Lorsque le contenu de Fe_3O_4 a été augmenté à 1% en poids, cependant, le rejet de sel était de 52% inférieur à celui de la membrane nanocomposite à 0,1% en poids (Gholami et al., 2014). La surface effective réduite en raison de l'accumulation et de l'agglomération des nanoparticules a été considérée comme une raison principale pour le rejet de sel plus faible à une teneur plus élevée en nanoparticules. Un phénomène similaire qu'un contenu optimal de particules métalliques existe pour la perméabilité maximale et le rejet de sel a également été signalé pour d'autres nanoparticules métalliques telles que les nanoparticules de fer à valence zéro, les nanoparticules d'oxyde de zinc, et les nanoparticules d'oxyde de titane (Daraei et al., 2012; Zhang et al., 2012).

Le contenu optimal de nanoparticules métalliques dans les membranes dépend à la fois des propriétés des membranes polymères et des nanoparticules. Par exemple, l'ajout de 0,5% en poids de nanoparticules d'argent de 70 nm dans une membrane de polysulfone a entraîné un flux d'eau inférieur (-20%), tandis que l'ajout de 0,5% en poids de nanoparticules d'argent de 30 nm a conduit à une augmentation de 186,7% du flux d'eau (Mollahosseini et al., 2012). La performance relativement médiocre des nanoparticules d'argent plus grandes était probablement due au blocage des pores. Les nanoparticules plus petites ont également entraîné une surface de membrane plus lisse et une taille de pore plus petite (Mollahosseini et al., 2012). Pour les nanoparticules photoactives, le rayonnement UV conduit souvent à de meilleures performances. La coupure de poids moléculaire (MWCO) de la membrane

nanocomposite polyéthersulfone irradiée par UV avec des nanoparticules d'oxyde de zinc était de 5275 Da, soit 13,7% de plus que la même membrane nanocomposite sans irradiation UV (Kusworo et al., 2018). Parmi toutes les nanoparticules d'oxyde métallique, les nanoparticules d'oxyde de zirconium sont chimiquement plus stables, et donc plus adaptées à la filtration de membranes dans des conditions difficiles. La membrane nanocomposite en polyéthersulfone avec des nanoparticules d'oxyde de zirconium avait une perméabilité à l'eau 20 fois plus élevée que la membrane en polyéthersulfone nue (Maximous et al., 2010).

5- Perspectives futures

Malgré les progrès impressionnants réalisés dans la synthèse des membranes nanocomposites, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour surmonter les défis existants. Tout d'abord, la compréhension des phénomènes à l'échelle nanométrique des nanoparticules dans les membranes est encore incomplète (Wen et al., 2019). Les efforts pour incorporer deux nanoparticules ou plus, ou des nanostructures multi-éléments dans la même matrice polymère, pourraient potentiellement améliorer la stabilité et la performance à long terme des membranes en compensant les lacunes des éléments individuels. Les cadres organométalliques (MOFs) sont particulièrement intéressants comme nanocharges car ils permettent l'élimination sélective de certains contaminants de l'eau source (Jabbari et al. 2016 ; Abdi et al. 2017 ; Torad et al. 2014). Avec l'élargissement des sources d'eau en dessalement et les nouvelles utilisations du filtrat, la synthèse de membranes sur mesure ciblant des sources d'eau et des utilisations spécifiques est fortement préférée (Wen et al., 2019).

Deuxièmement, l'agglomération des nanoparticules freine toujours les progrès des membranes nanocomposites. Les solutions actuelles comprennent la modification de surface et l'optimisation des processus de fabrication, mais elles ne fonctionnent que pour des nanoparticules et des matrices polymères spécifiques. Une méthode courante pour mieux disperser les nanoparticules dans la matrice polymère pourrait non seulement renforcer davantage les propriétés souhaitées des membranes nanocomposites, mais aussi rendre la technologie des membranes plus viable pour des utilisations industrielles (Wen et al., 2019).

Troisièmement, la stabilité à long terme des membranes nanocomposites nécessite une attention accrue. Par exemple, il a été signalé que plusieurs nanoparticules à base de carbone pourraient protéger les membranes de polyamide des attaques au chlore, mais les interactions directes entre ces nanoparticules et le chlore libre ne sont pas bien étudiées. Les effets à long terme de l'exposition au chlore sur la modification des groupes fonctionnels des nanoparticules

*Chapitre III : Technologie
Membranaire, Nanoparticules pour
le Dessalement de l'Eau de Mer*

nécessitent plus d'attention. De plus, les études sur la libération potentielle de nanoparticules des membranes polymères sont très limitées, et les mécanismes de libération ne sont pas totalement connus (Wen et al., 2019).

Enfin, les applications réussies des membranes nanocomposites dans la littérature sont principalement limitées à l'échelle du laboratoire. Les méthodes de fabrication à grande échelle et les tests à long terme nécessaires pour les applications industrielles font toujours défaut (Wen et al., 2019).

Chapitre IV
Partie
Expérimentale

1-Matériel et Méthode

1-1. Matériel utilisé

- **Produits**

- Alcool Polyvinylique (PVA) – (p.m 124 000 g.mol⁻¹)
- Eau distillée
- Acide borique (AB) – (p.a ≥ 99 %)
- Charbon actif en poudre (CA)
- Chlorure de Sodium (NaCl)

- **Matériel**

- Bêchers
- Verre de montre
- Plaque chauffante avec agitateur magnétique
- Pipette graduée (10 mL)
- Etuve
- Fiole jaugée (1 L)
- Balance de précision
- Pompe à vide
- Boîtes Pétri
- Tubes à essai
- Spatule

1-2. Méthode

1-2.1. Préparation de la membrane PVA/AB

- **Préparation de la solution de 10 % de PVA**

Pour préparer la solution de 10 % de PVA nous avons suivi les étapes suivantes :

- Peser 10 g de PVA à l'aide de la balance de précision dans un bécher et ajuster avec de l'eau distillée
- Homogénéiser le mélange à l'aide de l'agitateur magnétique en utilisant une vitesse moyenne sans chauffage pendant 1 minute, ceci permet de bien répartir les particules de PVA dans l'eau distillée.
- Régler la température de l'agitateur – plaque chauffante à 90°C en gardant le même rythme d'agitation pendant 1h, ceci permet une bonne dissolution du PVA dans l'eau distillée.

Les étapes de la préparation sont illustrées sur les **figures 6,7 et 8**

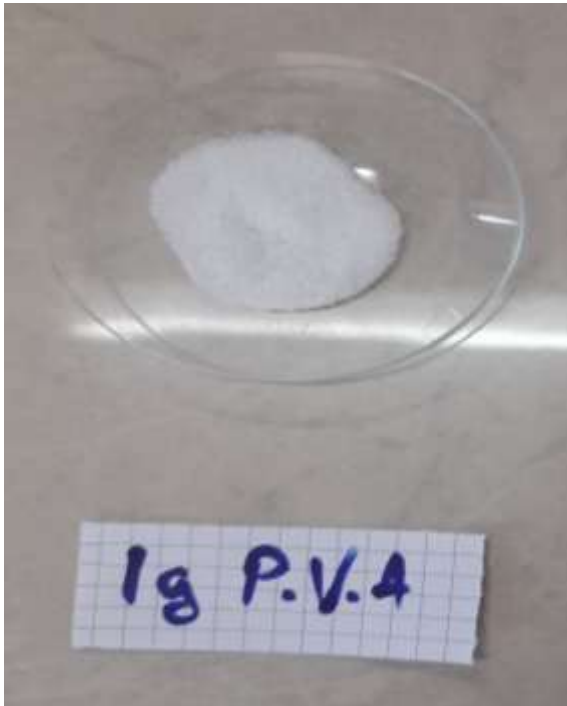


Figure 6 : 1 g de poudre de PVA

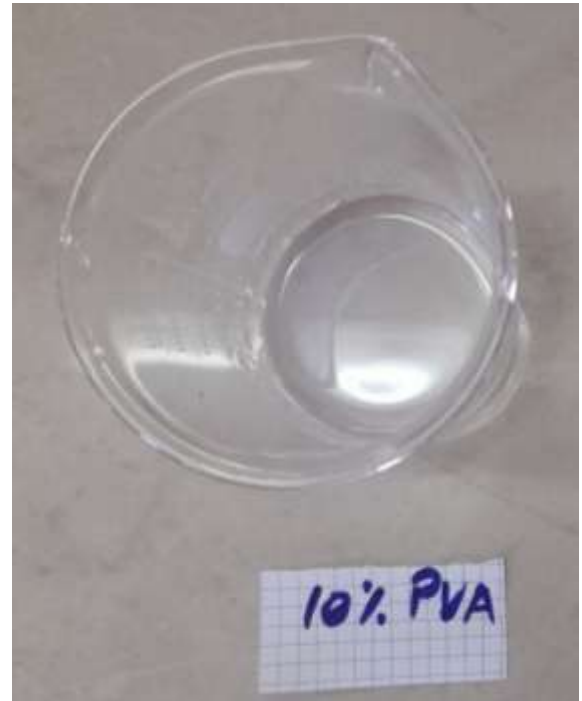


Figure 7 : Solution de 10 % PVA



Figure 8 : Chauffage et agitation de la solution 10 % PVA

- **Préparation de la solution de 5 % d'AB**

Pour préparer la solution de 5 % de AB nous avons suivi les étapes suivantes :

- Peser 5 g de AB à l'aide de la balance de précision dans un bécher et ajuster avec de l'eau distillée.
- Homogénéiser le mélange à l'aide de l'agitateur magnétique à vitesse modérée et sans chauffage jusqu'à dissolution totale du AB dans le solvant.

Les étapes de préparation sont illustrées sur les **figures 9,10 et 11**

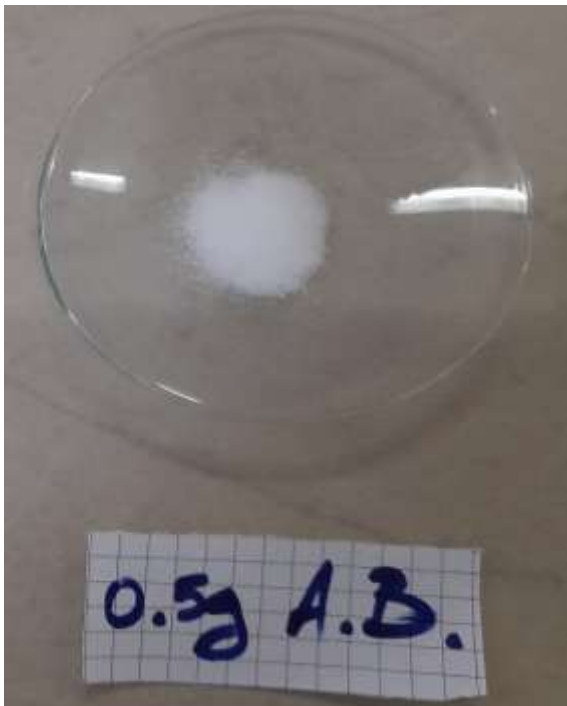


Figure 9 : 0.5 g d'Acide Borique



Figure 10 : Solution de 5 % Acide Borique



Figure 11 : Agitation de la solution 5 % Acide Borique

- **Préparation de la membrane PVA/AB**

Pour préparer la membrane PVA/AB nous avons suivi les étapes suivantes :

- Une fois la solution de PVA prête, éteinte le chauffage et verser immédiatement et petit à petit la solution de AB dans la solution de PVA tout en gardant cette dernière sous agitation à vitesse moyenne, lors du titrage nous allons constater un passage du mélange de phase liquide en phase solide, ceci est dû à la réticulation du PVA en contact avec l'acide borique et la formation de la membrane.
- Une fois la membrane formée, celle-ci est rincée à l'eau distillée afin d'éliminer toute trace de AB, elle est ensuite déposée dans une boîte de Pétri puis étalée à l'aide de la spatule préalablement nettoyée.
- La boîte de Petri est fermée puis mise dans une étuve à 37°C pour 24 heures.

1-2.2. Préparation de la membrane PVA/AB/CA

Les mêmes étapes utilisées pour la préparation de la membrane PVA/AB sont refaites sauf que l'on pèse 0.1 g de charbon actif et on les rajoute à la solution de PVA lors du chauffage pendant 1h.

Ces étapes sont illustrées sur les **figures 12, 13, 14 et 15**

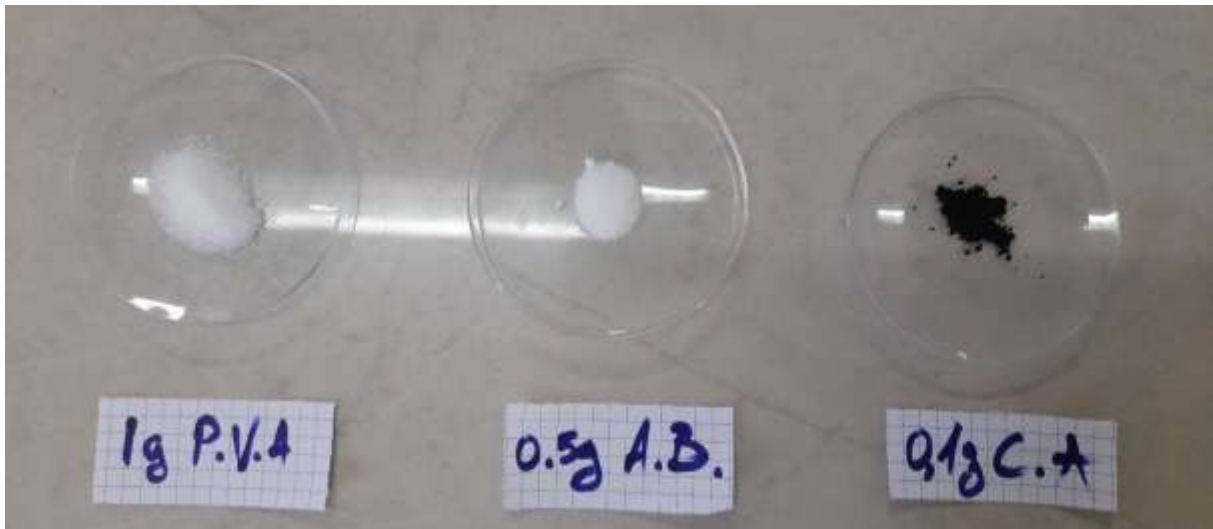


Figure 12 : 1 g de PVA, 0.5 g d'Acide Borique et 0.1 g de Charbon Actif

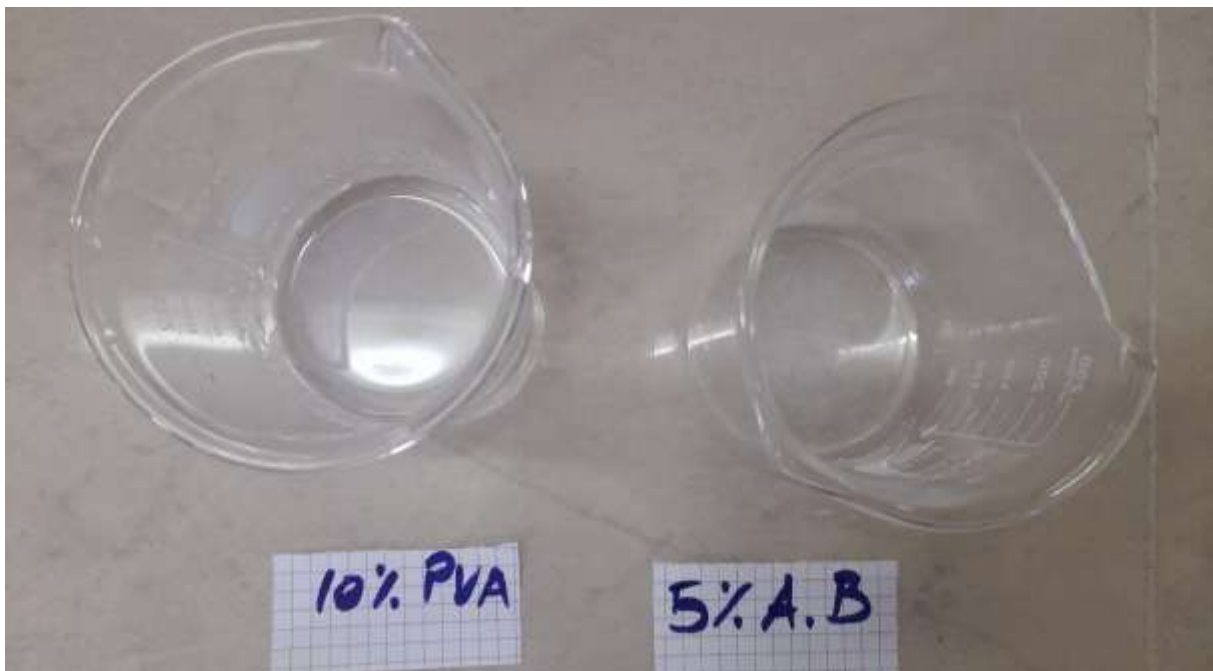


Figure 13 : Solution de 10 % PVA et solution de 5 % Acide Borique



Figure 14 : Rajout du Charbon Actif (0.1 g) à la solution 10 % PVA

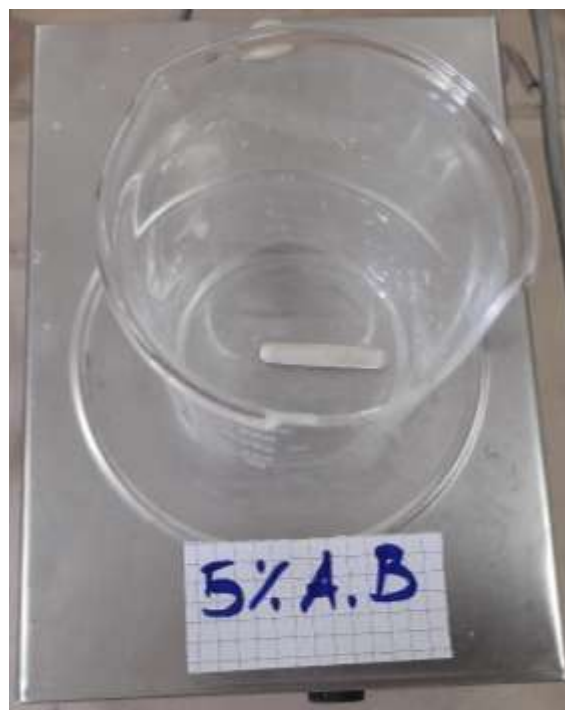


Figure 15 : Agitation de la solution 5 % Acide Borique

1-2.3. Préparation d'une solution d'eau salée

Pour préparer une solution d'eau salée dont la salinité est équivalente à celle d'une eau de mer nous avons suivi les étapes suivantes :

- Peser 35 g de NaCl à l'aide de la balance de précision et ajuster avec de l'eau distillée.
- Agiter jusqu'à dissolution totale du NaCl dans le solvant.

Les étapes de préparation sont illustrées dans les **figures 16 et 17**



Figure 16 : Pesée de 35 g de NaCl à l'aide d'une balance de précision



Figure 17 : Solution de 3.5 % NaCl

1-2.4. Filtration de la solution salée à l'aide des membranes

- La membrane est découpée selon la taille adéquate pour ensuite être déposée dans la rampe de filtration.
- Un volume de 100 mL de la solution d'eau salée est versé dans l'étage récepteur de la rampe de filtration puis la pompe à vide est mise en marche afin d'aspirer l'eau à travers la membrane, **voir figures 18 et 19.**
- Après filtration l'eau résultante est stockée dans des tubes à essai étiquetés pour être par la suite analysée, **voir figure 20.**



Figure 18 : Filtration de la solution salée sur rampe de filtration (Membrane PVA/AB)



Figure 19 : Filtration de la solution salée sur rampe de filtration (Membrane PVA/CA/AB)



Figure 20 : Analyse de différents paramètres des échantillons à l'aide d'un multiparamètres (Hach SL 1000) et d'un turbidimètre (Hach 2100Q is)

2-Résultats, Analyse et Discussion

2-1. Résultats

Différents tests en utilisant différents appareils ont été adoptés afin de caractériser l'eau filtrée à travers les membranes et de connaître leur efficacité, notamment la turbidité en utilisant un turbidimètre (Hach 2100Q is), la TDS (total des solides dissous) en utilisant un conductivimètre (Ezdo cond5022) ainsi que le pH, la conductivité électrique (CE) et la température en utilisant un multiparamètre (Hach SL1000) voir tableau 8.

Tableau 8 : Résultats obtenus pour chaque paramètre des 3 échantillons : Eau salée, Eau filtrée à travers la membrane PVA/AB, Eau filtrée à travers la membrane PVA/CA/AB

Membrane	Turbidité (NTU)	TDS (ppm)	pH	CE(mS/cm)	Température (°C)
Eau salée	0.8	640	8.13	49,8	27.1
PVA/AB	0.2	110	8.02	32.2	26.4
PVA/CA/AB	0.4	95	7.84	28.0	27.2

2-2. Calcul du rendement d'abattement

Pour calculer le rendement d'abattement de chaque paramètre nous allons diviser la valeur du paramètre obtenue après filtration sur la valeur du même paramètre obtenue avant filtration et on multiplie le résultat par 100, exemple (turbidité) :

$$\left(\frac{\text{Turbidité}_{PVA/AB}}{\text{Turbidité}_{Eau Salée}} \right) \times 100$$

- **Membrane PVA/AB**

- **Turbidité**

$$\left(\frac{0.2}{0.8} \right) \times 100 = 25\%$$

- **TDS**

$$\left(\frac{110}{640} \right) \times 100 = 17.18\%$$

- **pH**

$$\left(\frac{8.02}{8.13} \right) \times 100 = 98.64\%$$

- **CE**

$$\left(\frac{32.2}{49.8} \right) \times 100 = 64.65\%$$

- **Membrane PVA/CA/AB**

- **Turbidité**

$$\left(\frac{0.4}{0.8}\right) \times 100 = 50\%$$

- **TDS**

$$\left(\frac{95}{640}\right) \times 100 = 14.84\%$$

- **pH**

$$\left(\frac{7.84}{8.13}\right) \times 100 = 96.43\%$$

- **CE**

$$\left(\frac{28}{49.8}\right) \times 100 = 56.22\%$$

2-3. Analyse et discussion des résultats

Les résultats de nos tests de caractérisation de l'eau filtrée à travers les membranes que nous avons préparées fournissent des informations essentielles sur l'efficacité de ces membranes dans le processus de filtration. Notre analyse inclut la turbidité, la TDS (total des solides dissous), le pH, la conductivité électrique (CE), la température, ainsi que d'autres phénomènes importants.

- **Adsorption et Porosité**

L'adsorption est un mécanisme clé dans la réduction de la turbidité et de la TDS. Dans la membrane "PVA/AB", l'acide borique (AB) joue un rôle important en formant des liaisons hydrogène avec les groupes hydroxyles (-OH) du PVA, provoquant ainsi la réticulation des chaînes de PVA. Cette réticulation crée une structure poreuse au sein de la membrane, ce qui agit comme un filtre efficace, réduisant la turbidité à seulement 0.2 NTU. De plus, l'adsorption sélective d'ions ou de molécules par l'AB contribue à la réduction significative de la TDS à 110 ppm.

Dans la membrane "PVA/CA/AB", le charbon actif (CA) offre une surface hautement poreuse avec une grande capacité d'adsorption. Il adsorbe diverses impuretés dissoutes, y compris les solides dissous et certaines molécules organiques. L'association du CA avec le PVA et l'AB peut créer une synergie qui améliore encore l'efficacité de la membrane, réduisant la turbidité à 0.4 NTU et la TDS à 95 ppm.

- **Distribution des Pores**

La distribution uniforme des pores est essentielle pour permettre un passage efficace de l'eau tout en retenant les particules indésirables. Les membranes "PVA/AB" et "PVA/CA/AB" montrent une distribution des pores adaptée pouvant être expliquée par l'efficacité de la filtration, ceci reste à vérifier après caractérisation des membranes.

- **Résistance Mécanique**

La résistance mécanique de la membrane est un facteur crucial pour garantir son intégrité structurelle pendant le processus de filtration. La réticulation du PVA dans les membranes "PVA/AB" et "PVA/CA/AB" renforce la résistance mécanique, ainsi les membranes sont restées stables et efficaces et n'ont pas rompu durant la filtration.

- **Stabilité Structurale et Stabilité Chimique**

La stabilité structurale et chimique des membranes est essentielle pour garantir leur durabilité. Les liaisons chimiques formées entre le PVA, l'AB et le CA contribuent à leur stabilité structurale et chimique, les protégeant contre la dégradation chimique due aux conditions de filtration, la diminution de la TDS indique que les membranes sont restées stables durant la filtration et qu'aucun résidu ou élément ne s'est détaché des membranes.

En résumé, nos membranes "PVA/AB" et "PVA/CA/AB" montrent des résultats prometteurs en termes de qualité de l'eau filtrée. Ces résultats mettent en lumière l'importance de la conception minutieuse des membranes pour des applications de purification de l'eau. Ils soulignent également les améliorations quantifiables, notamment une turbidité réduite à 0.2 NTU pour la membrane "PVA/AB" et 0.4 NTU pour la membrane "PVA/CA/AB", ainsi que des TDS respectivement à 110 ppm et 95 ppm. Ces données montrent l'efficacité de nos membranes dans la purification de l'eau, ouvrant la voie à des recherches futures visant à optimiser davantage ces membranes pour répondre à des besoins spécifiques et à examiner leur performance à long terme dans des conditions réelles d'utilisation, de ce fait afin d'avoir une meilleure analyse des caractéristiques des membranes, une caractérisation doit être faite en utilisant diverses méthodes tel que le FTIR, le XRD, le SEM, etc, ... Celles-ci permettent de voir et d'analyser de plus près les différentes propriétés de ces membranes et ainsi de les améliorer et de juger leur efficacité pour de plus grandes applications ou sur le long terme.

- **Comparaison des résultats obtenus aux normes de potabilité (OMS 2006)**

- **Membrane PVA/AB**

Tableau 9 : Tableau comparatif entre les résultats obtenus pour l'eau filtrée à travers la membrane PVA/AB et les normes de potabilité de l'Organisation Mondiale de la Santé (2006)

Paramètre	Valeur obtenue	Valeur Norme (OMS 2006)	Conformité
Turbidité (NTU)	0.2	Non renseignée mais de préférence inférieure à 1	✓
TDS (ppm)	110	1000mg/l (environ 1001 ppm)	✓
pH	8.02	Entre 6.5 et 9.5	✓
CE (mS/cm)	32.2	Non renseignée	?

- **Membrane PVA/CA/AB**

Tableau 10 : Tableau comparatif entre les résultats obtenus pour l'eau filtrée à travers la membrane PVA/CA/AB et les normes de potabilité de l'Organisation Mondiale de la Santé (2006)

Paramètre	Valeur obtenue	Valeur Norme (OMS 2006)	Conformité
Turbidité (NTU)	0.4	Non mentionnée mais de préférence inférieure à 1	✓
TDS (ppm)	95	1000mg/l (environ 1001 ppm)	✓
pH	7.84	Entre 6.5 et 9.5	✓
CE (mS/cm)	28.0	Non renseignée	?

- **Remarque**

Nous constatons une conformité pour tous les paramètres des deux membranes **PVA/AB** et **PVA/CA/AB** mis à part pour la conductivité électrique dont la norme n'est malheureusement pas spécifiée dans les normes de potabilité des eaux de l'OMS ayant été mises à jour en 2006.

- **Comparaison des résultats**

Dans le cadre de notre étude sur la filtration de NaCl à une concentration de 35 g/L à travers les membranes PVA/AB et PVA/AB/CA, il est pertinent d'encadrer nos résultats en les situant dans le contexte des travaux de Omar SAMHARI. Ce dernier a mené une recherche novatrice en utilisant des membranes GO/PES pour des applications similaires de dessalement d'eaux saumâtres et de mer.

Dans sa thèse de doctorat, intitulée "Membranes céramiques et polymères modifiées par de l'oxyde de graphène pour la rétention de molécules organiques et le dessalement d'eaux saumâtres et d'eau de mer", Omar SAMHARI a exploré l'utilisation d'oxyde de graphène pour améliorer les performances des membranes dans la rétention de molécules organiques ainsi que dans le dessalement d'eaux saumâtres et d'eau de mer.

Afin d'évaluer les performances de nos membranes, nous avons comparé nos résultats avec ceux de Omar SAMHARI dans sa thèse. Nos travaux, axés sur les membranes PVA/AB et PVA/AB/CA, visent à apporter des contributions complémentaires à la recherche sur le dessalement en considérant des compositions membranaires différentes. Cette comparaison permettra d'identifier les points forts de nos membranes par rapport à la référence établie par Omar SAMHARI, tout en soulignant les spécificités de nos approches respectives dans le domaine du dessalement.

Initialement, notre solution de NaCl présentait une turbidité environ 3.85 % plus élevée que celle mentionnée dans la thèse d'Omar SAMHARI. Cette variation initiale souligne une possible différence dans les caractéristiques de la solution saline utilisée, telles que la pureté du sel ou les conditions de préparation.

Après filtration avec la membrane PVA/AB, notre étude a démontré une réduction significative de la turbidité, atteignant environ 75 %. Ce résultat est comparable, voire supérieur, à la réduction de la turbidité obtenue par Omar SAMHARI avec sa membrane GO/PES. Pour la membrane PVA/AB/CA, bien que la réduction de la turbidité soit notable (environ 50 %), elle demeure légèrement supérieure à celle obtenue avec la membrane GO/PES de Omar SAMHARI.

Concernant le pH, nos résultats ont indiqué une légère diminution après filtration. Pour la membrane PVA/AB, la réduction du pH d'environ 1.38 % est comparable aux variations observées par Omar SAMHARI. En revanche, la membrane PVA/AB/CA a présenté une diminution plus significative, environ 3.45 %, suggérant une influence différenciée des composants membranaires sur les propriétés acido-basiques de la solution.

En ce qui concerne la conductivité, nos membranes ont montré des réductions de l'ordre de 35.2 % (PVA/AB) et 43.4 % (PVA/AB/CA). Ces résultats mettent en lumière des différences substantielles par rapport à la membrane GO/PES utilisée par Omar SAMHARI, soulignant ainsi la spécificité des interactions entre les composants membranaires et les sels filtrés.

En conclusion, la comparaison de nos résultats avec ceux de Omar SAMHARI met en évidence des variations notables, suggérant que la nature spécifique des membranes joue un rôle significatif dans les performances de filtration.

Conclusion

Le traitement de l'eau est une préoccupation majeure à l'échelle mondiale, et le développement de membranes de filtration efficaces est essentiel pour garantir l'approvisionnement en eau potable de qualité. Dans le cadre de ce mémoire, nous avons entrepris la préparation et la caractérisation de membranes de filtration à base de polyvinylalcool (PVA) réticulé avec de l'acide borique (AB) et du charbon actif (CA) pour évaluer leur efficacité dans le dessalement de l'eau de mer.

Les résultats de nos expériences ont démontré que les membranes que nous avons développées, en particulier la membrane "PVA/AB" et la membrane "PVA/CA/AB", présentent des caractéristiques prometteuses en termes de purification de l'eau. La turbidité de l'eau a été considérablement réduite, avec des valeurs de 0.2 NTU pour la membrane "PVA/AB" et 0.4 NTU pour la membrane "PVA/CA/AB". De plus, la réduction de la conductivité électrique et du pH de l'eau est également significative, ce qui indique une capacité à retenir les solides dissous et à améliorer la qualité de l'eau.

L'adsorption, la réticulation du PVA avec l'AB, et l'ajout de CA ont été les mécanismes clés contribuant à ces performances de filtration. L'association de ces facteurs a permis de créer une structure poreuse au sein des membranes, agissant comme un filtre efficace pour éliminer les particules indésirables. De plus, la stabilité structurelle et chimique des membranes a été préservée tout au long du processus de filtration, confirmant leur potentiel d'application à long terme.

Cependant, il est important de noter que notre étude est limitée par le fait que nous n'avons pas pu effectuer des caractérisations approfondies ni une comparaison directe avec les résultats obtenus dans d'autres travaux.

En conclusion, nos travaux démontrent l'importance de la conception minutieuse des membranes pour des applications de purification de l'eau. Nos membranes "PVA/AB" et "PVA/CA/AB" ont montré des résultats prometteurs, ouvrant la voie à des recherches futures visant à optimiser davantage ces membranes pour des besoins spécifiques et à examiner leur performance à long terme dans des conditions réelles d'utilisation. Des études supplémentaires, notamment des caractérisations approfondies, seront nécessaires pour mieux comprendre et améliorer ces membranes en vue de répondre aux exigences croissantes de traitement de l'eau à l'échelle mondiale.

Nous espérons que cette recherche contribuera à l'amélioration des technologies de traitement de l'eau et à la fourniture d'une eau de qualité à un plus grand nombre de personnes.

Références bibliographiques

- A. Ait-Hamou, N. Chahbani, B. Boussaid, S. Boudour, S. Bouzidi, A. Benseddik, and N. Benhamouda. "Traitement des eaux par du chitosane : intérêts et méthodes." *Techniques de l'Ingénieur*, vol. 5, no. 2, pp. RE126, 2019, DOI: 10.51257/a-v2-re126.
- A. Dinar, A. Tieu, H. Huynh, Water scarcity impacts on global food production, *Global Food Security*. 23 (2019) 212–226. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.07.007>.
- A. Zirehpour, A. Rahimpour, M. Ulbricht, Nano-sized metal organic framework to improve the structural properties and desalination performance of thin film composite forward osmosis membrane, *Journal of Membrane Science*. 531 (2017) 59–67. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.02.049>
- A.F. Van Loon, H.A.J. Van Lanen, Making the distinction between water scarcity and drought using an observation-modeling framework: DISTINGUISHING BETWEEN WATER SCARCITY AND DROUGHT, *Water Resour. Res.* 49 (2013) 1483–1502. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20147>.
- Abdi J, Vossoughi M, Mahmoodi N, Alemzadeh I (2017) Synthesis of metal-organic framework hybrid nanocomposites based on GO and CNT with high adsorption capacity for dye removal. *Chem Eng J* 326:1145–1158. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.06.054>
- Akhmouch, A., Roche, P. A., Romano, O., & Salvetti, M. (2022). Can measuring the impact of water governance turn the tide? *Water International*, 47(2), 153-159. [DOI: 10.1080/02508060.2022.2050624](https://doi.org/10.1080/02508060.2022.2050624)
- Albert, J.S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S.M. et al. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio* 50, 85–94 (2021). <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Alresheedi, M., Haider, H., Shafiqzaman, M., AlSaleem, S. S., & Alinizzi, M. (2022). [Water–Energy–Carbon Nexus Analysis for Water Supply Systems with Brackish Groundwater Sources in Arid Regions] (<https://www.mdpi.com/2071-1050/14/9/5106/pdf?version=1650711946>).
- Amin S, Abdallah H, Roushdy M, El-Sherbiny S (2016) An overview of production and development of ceramic membranes. *Int J Appl Eng* 11(12):7708–7721

- Anadão, P., Sato, L. F., Wiebeck, H., & Valenzuela-Díaz, F. R. (2010). Montmorillonite as a component of polysulfone nanocomposite membranes. *Applied Clay Science*, 48, 127–132
- B. Huang, K. Pu, P. Wu, D. Wu, J. Leng, Design, Selection and Application of Energy Recovery Device in Seawater Desalination: A Review, *Energies*. 13 (2020) 4150. <https://doi.org/10.3390/en13164150>
- B.V. Bruggen, C. Vandecasteele, T.V. Gestel, W. Doyen, and R. Leysen. A review of pressure-driven membrane processes in wastewater treatment and drinking water production. *Environnemental Progress*, (22 : 1), 2003.
- Bakar, A.A., Ahmadian, R., Falconer, R.A., Modelling the transport and decay processes of microbial tracers released in a macro-tidal estuary, *Water Research* (2017), doi: 10.1016/j.watres.2017.07.007
- Baldock, J.A., Masiello, C.A., Gelinas, Y., Hedges, J.I., 2004. Cycling and composition of organic matter in terrestrial and marine ecosystems. *Marine Chemistry* 92, 39–64. doi:10.1016/j.marchem.2004.06.016
- Barraqué, B. (2004). Les risques de pénurie d'eau. Paris: CNRS Editions. https://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/mondial/04_risque.htm
- Bazhin N (2015) Water flux in pressure retarded osmosis. *Desalination* 375:21–23. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812103-0.00002-7>
- Beaupuy, A. (2023, June 15). L'efficacité des stratégies de gestion de l'eau dans les marchés émergents. Atalayar. Retrieved from <https://www.atalayar.com/fr/articulo/economie-et-entreprises/lefficacite-des-strategies-gestion-leau-dans-marches-emergents/20230615164428186686.amp.html>
- Benner, R., Biddanda, B., Black, B., McCarthy, M., 1997. Abundance, size distribution, and stable carbon and nitrogen isotopic compositions of marine organic matter isolated by tangentialflow ultrafiltration. *Marine Chemistry* 57, 243–263. doi:10.1016/S0304-4203(97)00013-3
- Bernardo P, Drioli E, Golemme G (2009) Membrane gas separation: a review/state of the art. *Ind Eng Chem* 48(10):4638–4663. <https://doi.org/10.1021/ie8019032>

- Boretti, A., and Rosa, L. (2019). Reassessing the projections of the world water development report. *NPJ Clean. Water* 2, 15. doi:10.1038/s41545-019-0039-9
- Brown, E., Colling, A., Park, D., Phillips, J., Rothery, D., Wright, J., 2004. *Seawater: Its composition, Properties and Behaviour*, Second edition. ed. The Open University, Oxford, Angleterre.
- Buisson, H., Lebeau, T., Lelievre, C., Herremans, L., (1998), *Les membranes : point sur les évolutions d'un outil incontournable en production d'eau potable, L'eau l'industrie les nuisances*, pp 42- 47.
- C. Causserand. *Filtration membranaire (OI, NF, UF) - Caracterisation des membranes*. Techniques de l'ingenieur, (J2792), 2015.
- Camille Sagne. *Etude des mécanismes de transfert de molécules organiques en osmose inverse. Application au recyclage des condensats issus de la concentration des vinasses de distilleries*. Génie des procédés. AgroParisTech, 2008. Français. ffNNT : 2008AGPT0025ff. fftel-00292725
- Caroa, J., Schiestelb, T., Werthc, S., Wang, H., Noack, M., (2006) Can inorganic membranes compete with organic ones? Perovskite hollow fibres for O₂-separation and supported H₂- selective zeolite membranes, *Desalination*, 199, 365–367.
- Copin-montégut (g.) - *Chimie de l'eau de mer*. - éd. Institut océanographique (1996).
- Corry B (2008) Designing carbon nanotube membranes for efficient water desalination. *J Phys Chem B* 112(5):1427–1434. <https://doi.org/10.1021/jp709845u>
- Cot, L., Ayral, A., Durand, J., Guizard, C., Hovnanian, N., Julbe, A. and Larbot, A., (2000), *Inorganic membranes and solid state sciences*, *Solid State Sciences*, 2, 313-334.
- Cot, L., *Membranes inorganiques : exercice académique ou réalité industrielle*, *L'actualité chimique*, (jully1998).
- D. Zarzo, D. Prats, *Desalination and energy consumption. What can we expect in the near future?*, *Desalination*. 427 (2018) 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.10.046>
- Dang X, Li L and Fan L (2022) Spatiotemporal variation of household water consumption and coping strategies in water-stressed city of arid and semiarid Northwest China. *Front. Environ. Sci.* 10:922144. doi: 10.3389/fenvs.2022.922144

- Daraei P, Madaeni S, Ghaemi N, Salehi E, Khadivi M, Moradian R, Astinchap B (2012) Novel polyethersulfone nanocomposite membrane prepared by PANI/Fe₃O₄ nanoparticles with enhanced performance for Cu (II) removal from water. *J Membr Sci* 415:250–259. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2012.05.007>
- Das R, Ali M, Hamid S, Ramakrishna S, Chowdhury Z (2014) Carbon nanotube membranes for water purification: a bright future in water desalination. *Desalination* 336:97–109. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.12.026>
- Ehrlich, P. R., and Ehrlich, A. H. (2009). The population bomb revisited. *Electron. J. sustain. Dev.* 1, 63–71.
- Elimelech M, Phillip W (2011) The future of seawater desalination: energy, technology, and the environment. *Science* 333(6043):712–717. <https://doi.org/10.1126/science.1200488>
- El-Sheekh, A. E., & Abdel-Raouf, M. A. (2016). Chitosan-based nanomaterials for water treatment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(4), 2461-2478. [doi:10.1016/j.jece.2016.08.010](https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.08.010)
- F. Macedonio and E. Drioli. Membrane engineering for green process engineering. (3 : 290-298 : <http://dx.doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.026>), 2017.
- F.R. Rijsberman, Water scarcity: Fact or fiction?, *Agricultural Water Management*. 80 (2006) 5–22. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.07.001>.
- Filella, M., 2014. Understanding what we are measuring: Standards and quantification of natural organic matter. *Water Research* 50, 287–293. [doi:10.1016/j.watres.2013.12.015](https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.12.015)
- Fornasiero F, Park H, Holt J, Stadermann M, Grigoropoulos NA, Bakajin O (2008) Ion exclusion by sub-2-nm carbon nanotube pores. *Proc Natl Acad Sci* 105(45):17250–17255. <https://doi.org/10.1073/pnas.0710437105>
- G. Amy, N. Ghaffour, Z. Li, L. Francis, R.V. Linares, T. Missimer, S. Lattemann, Membrane-based seawater desalination: Present and future prospects, *Desalination*. 401 (2017) 16–21. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.002>
- G. Daufin, J-P Escudier, H. Carrere, S. Berot, L. Fillaudeau, and M. Decloux. Recent and emerging applications of membrane processes in the food and dairy industry. *Institution of Chemical Engineers*, (79C : 89), 2001.

- G. George, N. Bhorla, S. AlHallaq, A. Abdala, and V. Mittal. Polymer membranes for acid gas removal from natural gas. *Separation and purification technology*, (158 : 333-356), 2016.
- G.M. Rios. Introduction aux enjeux des procédés membranaires. *Techniques de l'ingénieur*, (J2842 : V1), 2012.
- Garba Y, Taha S, Cabon J, Dorange G (2003) Modeling of cadmium salts rejection through a nanofiltration membrane: relationships between solute concentration and transport parameters. *J Membr Sci* 211(1):51–58. [https://doi.org/10.1016/s0376-7388\(02\)00328-9](https://doi.org/10.1016/s0376-7388(02)00328-9)
- Ghaemi, N., Madaeni, S. S., Alizadeh, A., Rajabi, H., & Daraei, P. (2011). Preparation, characterization and performance of polyethersulfone/organically modified montmorillonite nanocomposite membranes in removal of pesticides. *Journal of Membrane Science*, 382, 135–147
- Ghaffour, N., Missimer, T.M., Amy, G.L., & Leiknes, T. (2013). Seawater desalination: A critical review. *Desalination*, 309, 1-16
- Gholami A, Moghadassi A, Hosseini S, Shabani S, Gholami F (2014) Preparation and characterization of polyvinyl chloride based nanocomposite nanofiltration-membrane modified by iron oxide nanoparticles for lead removal from water. *J Ind Eng Chem* 20(4):1517–1522. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2013.07.041>
- Gleick, P.H. (2003). Water use and sustainability. *Science*, 302(5650), 926-927
- Goh P, Ismail A (2017) A review on inorganic membranes for desalination and wastewater treatment. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.07.023>
- Gqomfa, B., Maphanga, T., & Shale, K. (2022). The impact of informal settlement on water quality of Diep River in Dunoon. [DOI: 10.1007/s40899-022-00629-w](https://doi.org/10.1007/s40899-022-00629-w)
- Guo W, Ngo H, Li J (2012) A mini-review on membrane fouling. *Biores Technol* 122:27–34. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.089>
- Guo, F., Aryana, S., Han, Y., & Jiao, Y. (2018). A Review of the Synthesis and Applications of Polymer–Nanoclay Composites. *Applied Sciences*, 8, 1696

- H. Strathmann and K. Kock. Formation mechanism of phase inversion membranes. *Desalination*, (21, 241-255 : [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)88244-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)88244-2)), 1977.
- H.H.G. Savenije, Water scarcity indicators; the deception of the numbers, *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*. 25 (2000) 199–204. [https://doi.org/10.1016/S1464-1909\(00\)00004-6](https://doi.org/10.1016/S1464-1909(00)00004-6).
- Hanane Dach. Comparison of nanofiltration and reverse osmosis processes for a selective desalination of brackish water feeds. *Engineering Sciences [physics]*. Université d'Angers, 2008. English. NNT : . tel-00433513
- Hasselov, M., 2005. Relative molar mass distributions of chromophoric colloidal organic matter in coastal seawater determined by Flow Field-Flow Fractionation with UV absorbance and fluorescence detection. *Marine Chemistry* 94, 111–123. doi:10.1016/j.marchem.2004.07.012
- Hinds B, Chopra N, Rantell T, Andrews R, Gavalas V, Bachas L (2004) Aligned multiwalled carbon nanotube membranes. *Science* 303(5654):62–65. <https://doi.org/10.1126/science.1092048>
- Holt J, Park H, Wang Y, Stadermann M, Artyukhin A, Grigoropoulos C, Bakajin O (2006) Fast mass transport through sub-2-nanometer carbon nanotubes. *Science* 312(5776):1034–1037. <https://doi.org/10.1126/science.1126298>
- Huber, S.A., Balz, A., Abert, M., Pronk, W., 2011. Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography – organic carbon detection – organic nitrogen detection (LC-OCD-OND). *Water Research* 45, 879–885. doi:10.1016/j.watres.2010.09.023
- I.A. Shiklomanov, Appraisal and Assessment of World Water Resources, *Water International*. 25 (2000) 11–32. <https://doi.org/10.1080/02508060008686794>
- I.C. Karagiannis, P.G. Soldatos, Water desalination cost literature: review and assessment, *Desalination*. 223 (2008) 448–456. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.02.071>
- J. Mulder. Basic principles of membrane technology. Springer Science and Business Media - Edition 2 : 2012 - 940091766X, 9789400917668.

- J. Saqib, I.H. Aljundi, Membrane fouling and modification using surface treatment and layer-by-layer assembly of polyelectrolytes: State-of-the-art review, *Journal of Water Process Engineering*. 11 (2016) 68–87. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.03.009>
- J. Schewe, J. Heinke, D. Gerten, I. Haddeland, N.W. Arnell, D.B. Clark, R. Dankers, S. Eisner, B.M. Fekete, F.J. Colón-González, S.N. Gosling, H. Kim, X. Liu, Y. Masaki, F.T. Portmann, Y. Satoh, T. Stacke, Q. Tang, Y. Wada, D. Wisser, T. Albrecht, K. Frieler, F. Piontek, L. Warszawski, P. Kabat, Multimodel assessment of water scarcity under climate change, *Proc Natl Acad Sci USA*. 111 (2014) 3245–3250. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222460110>
- J.C. Cicile. Distillation. absorption - Etude pratique. *Techniques de l'ingénieur*, (J2610 : V2), 2001.
- J.C. Remigy and S. Desclaux. Filtration membranaire (OI, NF, UF) – Presentation des membranes et modules. *Techniques de l'ingénieur*, (W4090 V1), 2007.
- J.M. Rovel. Dessalement de l'eau de mer. *Techniques de l'ingénieur*, (W5700 : V1), 2010.
- Jabbari V, Veleta J, Zarei-Chaleshtori M, Gardea-Torresdey J, Villagrán D (2016) Green synthesis of magnetic MOF/GO and MOF/CNT hybrid nanocomposites with high adsorption capacity towards organic pollutants. *Chem Eng J* 304:774–783. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.06.034>
- Jain, P.K., & Jain, S.K. (2017). *I-Bytes Manufacturing Industry*. PHI Learning Private Limited. ISBN 978-8120348728. Page 90.
- Jeong, S., Kim, S.-J., Min Kim, C., Vigneswaran, S., Vinh Nguyen, T., Shon, H.-K., Kandasamy, J., Kim, I.S., 2013b. A detailed organic matter characterization of pretreated seawater using low pressure microfiltration hybrid systems. *Journal of Membrane Science* 428, 290–300. doi:10.1016/j.memsci.2012.11.019
- Jeong, S., Rice, S.A., Vigneswaran, S., 2014. Long-term effect on membrane fouling in a new membrane bioreactor as a pretreatment to seawater desalination. *Bioresource Technology* 165, 60–68. doi:10.1016/j.biortech.2014.03.098
- Jorgensen, L., Stedmon, C.A., Kragh, T., Markager, S., Middelboe, M., Sondergaard, M., 2011. Global trends in the fluorescence characteristics and distribution of marine dissolved organic matter. *Marine Chemistry* 126, 139–148. doi:10.1016/j.marchem.2011.05.002

- K. Dalane, Z. Dai, G. Mogseth, M. Hillestad, and L. Deng. Potential applications of membrane separation for subsea natural gas processing: A review. *Journal of Natural Gas Science and Engineering*, (39 : 101-117 : <http://dx.doi.org/10.1016/j.jngse.2017.01.023>), 2017.
- Kaveh, A., & Sadr, S.M.K. (2015). An improved water quality index (WQI) for drinking water quality assessment, case study: Karoon and Dez rivers, Iran. *Environmental monitoring and assessment*, 187(2), 4194
- Kestell A, DeLorey G (2009) *Nanoparticles: properties, classification, characterization, and fabrication*. Nova Science Publishers, New York
- Kim H, Choi K, Baek Y, Kim D, Shim J, Yoon J, Lee J (2014) Highperformance reverse osmosis CNT/polyamide nanocomposite membrane by controlled interfacial interactions. *ACS Appl Mater Interfaces* 6(4):2819–2829. <https://doi.org/10.1021/am405398f>
- Kim, J., & Van der Bruggen, B. (2010). The use of nanoparticles in polymeric and ceramic membrane structures: Review of manufacturing procedures and performance improvement for water treatment. *Environmental Pollution*, 158, 2335–2349
- Kim, Y., Ghaffour, N., Li, Z., & Kim, J. (2015). The state of the art in forward osmosis: Part II—Desalination. *Desalination*, 356, 8-26
- Korak, J.A., Dotson, A.D., Summers, R.S., Rosario-Ortiz, F.L., 2014. Critical analysis of commonly used fluorescence metrics to characterize dissolved organic matter. *Water Research* 49, 327–338. doi:10.1016/j.watres.2013.11.025
- Kummu, M., Guillaume, J., Moel, H., Eisner, S., Flörke, M., Porkka, M., Siebert, S., Veldkamp, T., & Ward, P. (2016). The world's road to water scarcity: shortage and stress in the 20th century and pathways towards sustainability. [DOI: 10.1038/srep38495](https://doi.org/10.1038/srep38495)
- Kusworo T, Soetrisnanto D, Aryanti N, Utomo D, Tambunan V, Simanjuntak N (2018) Evaluation of Integrated modified nanohybrid polyethersulfone-ZnO membrane with single stage and double stage system for produced water treatment into clean water. *J Water Process Eng* 23:239–249. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.04.002>
- L. Nabzar and J.L. Duplan. *Panorama* 2011. IFP Energies Nouvelles, (www.ifpennergiesnouvelles.com), 2011.
- L.F. Konikow, E. Kendy, Groundwater depletion: A global problem, *Hydrogeol J.* 13 (2005) 317–320. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0411-8>

- Laane, R.W.P.M., Koole, L., 1982. The relation between fluorescence and dissolved organic carbon in the Ems-Dollart estuary and the Western Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 15, 217–227. doi:10.1016/0077-7579(82)90005-9
- Lee A, Elam J, Darling S (2016a) Membrane materials for water purification: design, development, and application. *Environ Sci Water Res Technol* 2(1):17–42. <https://doi.org/10.1039/c5ew00159e>
- Lee J, Jeong S, Liu Z (2016b) Progress and challenges of carbon nanotube membrane in water treatment. *Crit Rev Environ Sci Technol* 46(11–12):999–1046. <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1191894>
- Lee J, Ye Y, Ward A, Zhou C, Chen V, Minett A, Shi J (2016c) High flux and high selectivity carbon nanotube composite membranes for natural organic matter removal. *Sep Purif Technol* 163:109–119. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.02.032>
- Liu, X., Xu, Y., Sun, S., Zhao, X., & Wang, Y. (2022). Analysis of the Coupling Characteristics of Water Resources and Food Security: The Case of Northwest China. [DOI: 10.3390/agriculture12081114](https://doi.org/10.3390/agriculture12081114)
- Longo, S. B., and York, R. (2009). Structural influences on water withdrawals: An exploratory macro-comparative analysis. *Hum. Ecol. Rev.* 16 (1), 75–83.
- Luo, Y., Li, Y., Guo, M., Hu, Z., & Zeng, Z. (2020). Crop rotation and water use efficiency in agriculture: A meta-analysis. *Agricultural Water Management*, 232, 106102
- M. Falkenmark, Meeting water requirements of an expanding world population, *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 352 (1997) 929–936. <https://doi.org/10.1098/rstb.1997.0072>
- M. Ulbricht. Advanced functional polymer membranes. *Polymer*, (47 : 2217-2262), 2006.
- M.W. Shahzad, M. Burhan, L. Ang, K.C. Ng, Energy-water-environment nexus underpinning future desalination sustainability, *Desalination*. 413 (2017) 52–64. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.03.009>
- Mahato, A., Upadhyay, S., & Sharma, D. (2022). Global Water Scarcity Due to Climate Change And Its Conservation Strategies With Special Reference to India: A REVIEW. [DOI: 10.51470/plantarchives.2022.v22.no1.009](https://doi.org/10.51470/plantarchives.2022.v22.no1.009)

- Mathias Monnot. Conception d'une filière intensifiée par membrane pour le dessalement autonome d'eau de mer : étude du prétraitement et de son effet sur le biocolmatage. Génie des procédés. INSA de Toulouse, 2015. Français. NNT : 2015ISAT0040. tel-01579005
- Maurel, A., 2006. Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres: et autres procédés non conventionnels d'approvisionnement en eau douce, 2eme édition. ed. Tec & Doc, Paris.
- Maximous N, Nakhla G, Wan W, Wong K (2010) Performance of a novel ZrO₂/PES membrane for wastewater filtration. *J Membr Sci* 352(1–2):222–230. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.02.021>
- McCarthy, M.D., Hedges, J.I., Benner, R., 1993. The chemical composition of dissolved organic matter in seawater. *Chemical Geology* 107, 503–507. doi:10.1016/0009-2541(93)90240-J
- Mekonnen, M.M., & Hoekstra, A.Y. (2016). Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2), e1500323
- Mercado, J.M., Cortes, D., Garcia, A., Ramirez, T., 2007. Seasonal and inter-annual changes in the planktonic communities of the northwest Alboran Sea (Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography* 74, 273–293. doi:10.1016/j.pocean.2007.04.013
- Mericq, J.-P., 2009. Approche intégrée du dessalement d'eau de mer : Distillation membranaire sous vide pour la réduction des rejets salins et possibilités de couplage avec l'énergie solaire (thèse) Université de Toulouse, INSA Toulouse, France.
- Mollahosseini A, Rahimpour A, Jahamshahi M, Peyravi M, Khavarpour M (2012) The effect of silver nanoparticle size on performance and antibacteriability of polysulfone ultrafiltration membrane. *Desalination* 306:41–50. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.08.035>
- Murthy ZVP, Gaikwad MS (2013) Preparation of chitosan-multiwalled carbon nanotubes blended membranes: characterization and performance in the separation of sodium and magnesium ions. *Nanoscale Microscale Thermophys Eng* 17:245–262
- N. Brunner, V. Mishra, P. Sakthivel, M. Starkl, C. Tschohl, The Human Right to Water in Law and Implementation, *Laws*. 4 (2015) 413–471. <https://doi.org/10.3390/laws4030413>.

- N.C. Darre, G.S. Toor, Desalination of Water: a Review, *Curr Pollution Rep.* 4 (2018) 104–111. <https://doi.org/10.1007/s40726-018-0085-9>
- Nair R, Wu H, Jayaram P, Grigorieva I, Geim A (2012) Unimpeded permeation of water through helium-leak-tight graphene-based membranes. *Science* 335(6067):442–444. <https://doi.org/10.1126/science.1211694>
- NeethaDelphinMary, K., Muralimohan, N., & Vijayalakshmi, P. (2019). [A Cohesive 3-R Approach for Domestic Water Treatment] (<https://journals.iopress.org/index.php/irjmt/article/download/261/193>).
- Ng LY, Mohammad AW, Leo CP, Hilal N (2013) Polymeric membranes incorporated with metal/metal oxide nanoparticles: a comprehensive review. *Desalination* 308:15–33
- Nguyen, Q.T., (1999), Membranes organiques : mode de préparation des membranes pour les séparations spécifiques, *L'actualité Chimique*, on February.
- Nicos, X.T., (2001), Desalination and the environment, *Desalination*, 141, 223 -236
- OCDE (2021), La gouvernance de l'eau dans les villes africaines, Études de l'OCDE sur l'eau, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9a0fc271-fr>.
- Omar Samhari. Membranes céramiques et polymères modifiées par de l'oxyde de graphène pour la rétention de molécules organiques et le dessalement d'eaux saumâtres et d'eau de mer. *Génie chimique*. Université Rennes 1; Université Hassan II (Casablanca, Maroc), 2021. Français. NNT : 2021REN1S037. tel 03421544
- P. Aimar. Filtration membranaire (OI, NF, UF) - Mise en oeuvre et performances. *Techniques de l'ingénieur*, (W4110 : V1), 2006.
- P. Gleick, *Water in Crisis: Chapter 2* (Oxford University Press) 1993. https://www.academia.edu/902661/Water_in_Crisis_Chapter_2_Oxford_University_Press_1993 (accessed October 3, 2020).
- Passow, U. 2000. Formation of Transparent Exopolymer Particles, TEP, from dissolved precursor material. *Marine Ecology Progress Series*.192: 1–11.
- Paula G. Coble, Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy, *Marine Chemistry*, Volume 51, Issue 4, 1996, Pages 325-346, ISSN 0304-4203, doi:10.1016/0304-4203(95)00062-3

- Pauline Bandelier. (2023). Pour économiser l'eau, les technologies se multiplient. Retrieved from: <https://www.usinenouvelle.com/editorial/pour-economiser-l-eau-les-technologies-se-multiplient.N2134867>.
- Peiris, R.H., Halle, C., Budman, H., Moresoli, C., Peldszus, S., Huck, P.M., Legge, R.L., 2010. Identifying fouling events in a membrane-based drinking water treatment process using principal component analysis of fluorescence excitation-emission matrices. *Water Research* 44, 185– 194. doi:10.1016/j.watres.2009.09.036
- Peldszus, S., Halle, C., Peiris, R.H., Hamouda, M., Jin, X., Legge, R.L., Budman, H., Moresoli, C., Huck, P.M., 2011. Reversible and irreversible low-pressure membrane foulants in drinking water treatment: Identification by principal component analysis of fluorescence EEM and mitigation by biofiltration pretreatment. *Water Research* 45, 5161–5170. doi:10.1016/j.watres.2011.07.022
- Pendergast M, Hoek E (2011) A review of water treatment membrane nanotechnologies. *Energy Environ Sci* 4(6):1946–1971. <https://doi.org/10.1039/C0EE00541J>
- Qadir D, Mukhtar H, Keong L (2017) Mixed matrix membranes for water purification applications. *Sep Purif Rev* 46(1):62–80. <https://doi.org/10.1080/15422119.2016.1196460>
- Qiu S, Wu L, Pan X, Zhang L, Chen H, Gao C (2009) Preparation and properties of functionalized carbon nanotube/PSF blend ultrafiltration membranes. *J Membr Sci* 342(1–2):165–172. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2009.06.041>
- R. Audinos. Membranes semi-permeables - Generalites. *Techniques de l'ingenieur*, (K360), 1999.
- Ransom, B., Shea, K.F., Burkett, P.J., Bennett, R.H., Baerwald, R., 1998. Comparison of pelagic and nepheloid layer marine snow: implications for carbon cycling. *Marine Geology* 150, 39–50. doi:10.1016/S0025-3227(98)00052-8
- Raval H, Trivedi J, Joshi S, Devmurari C (2010) Flux enhancement of thin film composite RO membrane by controlled chlorine treatment. *Desalination* 250(3):945–949. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.05.005>
- Rosenberg, D., Howitt, R., & Lund, J. (2008). [Water management with water conservation, infrastructure expansions, and source variability in

- Jordan](https://digitalcommons.usu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1023&context=ce_e_facpub).
- S. Bourdon and A. Baudot. Filtration membranaire (OI, NF, UF) – Applications diverses. Techniques de l'ingénieur, (J2796 : V2), 2006.
- S. Dincer, I. Dincer, Chapter 2.20 - Comparative Evaluation of Possible Desalination Options With Various Nuclear Power Plants, in: I. Dincer, C.O. Colpan, O. Kizilkan (Eds.), Exergetic, Energetic and Environmental Dimensions, Academic Press, 2018: pp. 569–582. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813734-5.00032-9>
- S. Jiang, Y. Li, B.P. Ladewig, A review of reverse osmosis membrane fouling and control strategies, Science of The Total Environment. 595 (2017) 567–583. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.235>
- Saroj Kumar Jha. 26 août 2022. Pour parvenir à faire face à la crise mondiale de l'eau, il est indispensable de renforcer la gouvernance et les investissements. Banque Mondiale
- Schaep, J. and Vandecasteele, C., (2001), Evaluating the charge of nanofiltration membranes, Journal of Membrane Science, 188,129-136
- Sforça, M. L., Yoshida, I. V. P. and Nunes, S. P. (1999), Organic–inorganic membranes prepared from polyether diamine and epoxy silane, Journal of Membrane Science, 159, 197- 207.
- Shannon M, Bohn P, Elimelech M, Georgiadis J, Marinas B, Mayes A (2010) Science and technology for water purification in the coming decades. In: Nanoscience and technology: a collection of reviews from nature journals. World Scientific, Singapore, pp 337–346. <https://doi.org/10.1038/nature06599>
- Shannon, M.A., Bohn, P.W., Elimelech, M., Georgiadis, J.G., Marinas, B.J., & Mayes, A.M. (2008). Science and technology for water purification in the coming decades. Nature, 452(7185), 301-310.
- Simić V, Bănăduc D, Curtean-Bănăduc A, Petrović A, Veličković T, Stojković-Piperac M and Simić S (2022) Assessment of the ecological sustainability of river basins based on the modified the ESHIPPOfish model on the example of the Velika Morava basin (Serbia, Central Balkans). Front. Environ. Sci. 10:952692. doi: 10.3389/fenvs.2022.952692

- Sivakumar, M., Mohan, D.R., and Rangarajan R., (2006), Studies on cellulose acetate polysulfone ultrafiltration membranes II. Effect of additive concentration, *Journal of Membrane Science*, 268, 208-219.
- Stedmon, C.A., Markager, S., Bro, R., 2003. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry* 82, 239–254. doi:10.1016/S0304-4203(03)00072-0
- Suen, S-Y., Liu, Y-C. and Chang, C-S., (2003), Exploiting immobilized metal affinity membranes for the isolation or purification of therapeutically relevant species, *Journal of Chromatography B*, 797, 305-319.
- Sun, S., Shi, P., Zhang, Q., Wang, J., Wu, J., & Chen, D. (2021). Evolution of future precipitation extremes: Viewpoint of climate change classification. *International Journal of Climatology*, 1–11. <https://doi.org/10.1002/joc.7298>
- Tarhini, A., & El-Fadel, M. (2016). Techno-economic analysis of water management alternatives under scarcity and uncertainty. *Journal of Environmental Management*, 182, 169-182
- Torad N, Hu M, Ishihara S, Sukegawa H, Belik A, Imura M, Yamauchi Y (2014) Direct synthesis of MOF-derived nanoporous carbon with magnetic Co nanoparticles toward efficient water treatment. *Small* 10(10):2096–2107. <https://doi.org/10.1002/sml.201302910>
- Tortajada, C., & Ong, C. N. (2016). Reused water policies for potable use. [DOI: 10.1080/07900627.2016.1179177](https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1179177)
- Ulbricht M (2006) Advanced functional polymer membranes. *Polymer* 47(7):2217–2262. <https://doi.org/10.1016/j.polymer.2006.01.084>
- Van der Bruggen B, Vandecasteele C, Van Gestel T, Doyen W, Leysen R (2003) A review of pressure-driven membrane processes in wastewater treatment and drinking water production. *Environ Prog* 22(1):46–56. <https://doi.org/10.1002/ep.670220116>
- Verdugo, P., Alldredge, A.L., Azam, F., Kirchman, D.L., Passow, U., Santschi, P.H., 2004. The oceanic gel phase: a bridge in the DOM–POM continuum. *Marine Chemistry* 92, 67–85. doi:10.1016/j.marchem.2004.06.017

- Villacorte, L.O., Ekowati, Y., Calix-Ponce, H.N., Schippers, J.C., Amy, G.L., Kennedy, M.D., 2015a. Improved method for measuring transparent exopolymer particles (TEP) and their precursors in fresh and saline water. *Water Research* 70, 300–312. doi:10.1016/j.watres.2014.12.012
- Villacorte, L.O., Schurer, R., Kennedy, M.D., Amy, G.L., Schippers, J.C., 2010. The fate of transparent exopolymer particles (TEP) in seawater UF-RO system: A pilot plant study in Zeeland, The Netherlands. *Desalination and Water Treatment* 13, 109–119. doi:10.5004/dwt.2010.1054
- Wada, Y., van Beek, L.P.H., Viviroli, D., Dürr, H.H., Weingartner, R., & Bierkens, M.F.P. (2011). Global monthly water stress: 1. Water balance and water availability. *Water Resources Research*, 47(7), W07517
- Walha, K., Ben Amer, R., Firdaous, L., Quémeneur, F. and Jaouen, P., (2007), Brackish groundwater treatment by nanofiltration, reverse osmosis and electro dialysis in Tunisia: performance and cost comparison, *Desalination*, 207, 95 - 106
- Wang J, Zhang P, Liang B, Liu Y, Xu T, Wang L, Pan K (2016) Graphene oxide as an effective barrier on a porous nanofibrous membrane for water treatment. *ACS Appl Mater Interfaces* 8(9):6211– 6218. <https://doi.org/10.1021/acsam.5b12723>
- Wang N, Ji S, Zhang G, Li J, Wang L (2012a) Self-assembly of graphene oxide and polyelectrolyte complex nanohybrid membranes for nanofiltration and pervaporation. *Chem Eng J* 213:318–329. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.09.080>
- Wang Z, Yu H, Xia J, Zhang F, Li F, Xia Y, Li Y (2012b) Novel GOblended PVDF ultrafiltration membranes. *Desalination* 299:50– 54. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.05.015>
- Wen, Y., Yuan, J., Ma, X. et al. Polymeric nanocomposite membranes for water treatment: a review. *Environ Chem Lett* 17, 1539–1551 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00895-9>
- Withers, A., 2005. Options for recarbonation, remineralisation and disinfection for desalination plants. *Desalination* 179, 11–24. doi:10.1016/j.desal.2004.11.051
- X. Shi, K.Y. Leong, and H.Y. Ng. Anaerobic treatment of pharmaceutical wastewater: A critical review. *Bioresource Technology*, (245: 1238-1244: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.150>), 2017.

- Y. Wada, M.F.P. Bierkens, Sustainability of global water use: past reconstruction and future projections, *Environ. Res. Lett.* 9 (2014) 104003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/104003>
- Yang Q, Lin X, Su B (2016) Molecular filtration by ultrathin and highly porous silica nanochannel membranes: permeability and selectivity. *Anal Chem* 88(20):10252–10258. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.6b02968>
- Yin J, Deng B (2015) Polymer-matrix nanocomposite membranes for water treatment. *J Membr Sci* 479:256–275. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.11.019>
- Zektser, I.S., & Everett, L.G. (2004). *Groundwater resources of the world and their use*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO)
- Zhang C, Ren L, Wang X, Liu T (2010) Graphene oxide-assisted dispersion of pristine multiwalled carbon nanotubes in aqueous media. *J Phys Chem C* 114(26):11435–11440. <https://doi.org/10.1021/jp103745g>
- Zhang L, Shi G, Qiu S, Cheng L, Chen H (2011) Preparation of highflux thin film nanocomposite reverse osmosis membranes by incorporating functionalized multiwalled carbon nanotubes. *Desalination Water Treat* 34(1–3):19–24. <https://doi.org/10.5004/dwt.2011.2801>
- Zhang Z, An Q, Liu T, Zhou Y, Qian J, Gao C (2012) Fabrication and characterization of novel SiO₂-PAMPS/PSF hybrid ultrafiltration membrane with high water flux. *Desalination* 297:59–71. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.04.017>
- Zhang, J., Zhang, Q., Wang, D., & Liu, Y. (2019). Chitosan-based materials for water treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 236, 88-103. doi:10.1016/j.jenvman.2019.02.043

Sites web

- Conférence Des Nations Unies Sur L'eau Env/Dev/2057. 24 Mars 2023. https://www.wateractiondecade.org/wp-content/uploads/2018/03/UN-SG-Action-Plan_Water-Action-Decade-web.pdf
- D.Talbot, Megascale Desalination, MIT Technology Review, <https://www.technologyreview.com/technology/megascale-desalination/>.

Références Bibliographiques

Emma Doner, Matt Lanstone et Matthieu Château, mars 2022. Le stress hydrique, une menace réelle pour la santé financière des entreprises. Capital groupe.
<https://www.capitalgroup.com/europe/capitalideas/fr/articles/esg-water-scarcity-risk.html>

<https://www.unicef.fr/article/21-milliards-de-personnes-n-ont-pas-acces-l-eau-potable-salubre>.
Publié le 12 juillet 2017

L'eau douce dans le monde : réserves, utilisation et pénuries, Sciences et Avenir.
https://www.sciencesetavenir.fr/nature-environnement/l-eau-douce-dans-le-monde-reserves-utilisation-et-penuries_121211 (accessed October 18, 2020)

Nations Unies. Objectifs Développement Durable : Eau Propre et Assainissement.
<https://www.un.org/sustainabledevelopment/fr/water-and-sanitation/>

Pictet Asset Management. (2023, June 24). Les technologies de l'eau peuvent résoudre la crise de l'eau. Retrieved from <https://am.pictet/fr/france/mega/une-technologie-empechant-une-crise-mondiale-de-l-eau>

Quels défis mondiaux pour l'eau aujourd'hui comme demain ? Centre d'Information sur l'eau.
<https://www.cieau.com/eau-transition-ecologique/enjeux/quels-defis-mondiaux-pour-leau-aujourd'hui-comme-demain/>

Veolia Water Technologies & Solutions, juillet 2021. Quelle est la solution face à la pénurie d'eau croissante dans le monde ? Réutilisation de l'eau Traitement de l'eau
https://www.watertechnologies.com/sites/default/files/styles/featured_post/public/2021-07/global-water-scarcity-is-increasing.png?itok=6N5Qugaw

Veolia Water Technologies & Solutions. (2023, March 22). How Emerging Technology Accelerates Change on World Water Day 2023.
<https://www.watertechnologies.com/blog/how-emerging-technology-accelerates-change-world-water-day-2023>

World Health Organization (2018) Drinking-water. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>. Accessed 16 Feb 2019

World Health Organization, 2011. Guidelines for drinking-water quality (No. 4th edition)
<https://www.who.int/publications-detail-redirect/9789241549950>

Résumé

Le dessalement de l'eau est un enjeu essentiel pour répondre à la demande croissante en eau douce à travers le monde. Dans ce mémoire, nous nous sommes penchés sur le développement de membranes de filtration pour le dessalement de l'eau, en mettant l'accent sur la réduction de la turbidité, de la conductivité électrique et du pH de l'eau saumâtre.

Notre approche repose sur la conception de membranes à base de polyvinylalcool (PVA) mélangé à du charbon actif (CA) et réticulé avec de l'acide borique (AB). Nous avons préparé deux types de membranes : PVA/AB"et PVA/CA/AB." Les résultats obtenus sont prometteurs, démontrant l'efficacité de ces membranes dans le processus de dessalement.

Cependant, pour une évaluation plus approfondie, une comparaison avec d'autres études similaires ainsi qu'une caractérisation des membranes serait nécessaire, ce qui représente une direction future de recherche. En fin de compte, nos membranes PVA/AB"et PVA/CA/AB"ouvrent la voie à des solutions novatrices dans le domaine du dessalement de l'eau saumâtre, offrant des perspectives d'amélioration de l'accès à l'eau douce dans des régions où elle est rare.

Ces travaux ont le potentiel de contribuer à la résolution des problèmes mondiaux de pénurie d'eau, en particulier dans les zones où les ressources en eau douce sont limitées, et ouvrent la voie à des recherches futures visant à optimiser ces membranes pour des besoins spécifiques et à examiner leur performance à long terme dans des conditions réelles d'utilisation.

Abstract

Water desalination is a critical endeavor to meet the growing demand for freshwater worldwide. In this thesis, we have focused on the development of filtration membranes for water desalination, with an emphasis on reducing turbidity, electrical conductivity, and pH in brackish water.

Our approach is based on designing membranes using polyvinyl alcohol (PVA) mixed with activated carbon (CA) and crosslinked with boric acid (AB). We prepared two types of membranes: PVA/AB"and PVA/CA/AB."The results obtained are promising, demonstrating the effectiveness of these membranes in the desalination process.

However, for a more in-depth evaluation, a comparison with other similar studies, as well as membrane characterization, would be necessary, representing a future research direction. Ultimately, our PVA/AB"and PVA/CA/AB"membranes pave the way for innovative solutions in the field of brackish water desalination, offering prospects for improving access to freshwater in regions where it is scarce.

These efforts have the potential to significantly contribute to addressing global water scarcity issues, especially in areas with limited freshwater resources, and open avenues for future research to optimize these membranes for specific needs and assess their long-term performance under real usage conditions.