



MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur d'Etat en Hydraulique

Option : RÉUTILISATION DES EAUX NON CONVENTIONNELLES (RENC)

THEME :

**ETUDE DE LA POSSIBILITE D'AMELIORATION DES
PERFORMANCE DE LA STATION DESSALEMENT DE
CORSO (W. BOUMERDES)**

Présenté par :
KHELIFI Ilham

Devant les membres du jury

Nom et Prénoms	Grade	Qualité
DJELLAB Mohamed	Professeur	Président
BETATACHE Hayet	M.C.B	Examinatrice
MEDJOUB LEULMI Sonia	M.A.B	Examinatrice
KOLIAL Djaffar	Associé	Examineur
TOUIL Youcef	M.C.B	Promoteur

Remerciements

Tout d'abord, je rends grâce à Dieu, qui m'a donné la force et la persévérance nécessaires pour mener à bien ce travail. Je souhaite exprimer ma profonde reconnaissance à mes parents, dont le soutien indéfectible a été pour moi une source constante de motivation. Mon père, par ses efforts inlassables, et ma mère, par son encouragement continu, ont joué un rôle essentiel dans l'aboutissement de ce projet

Je remercie également les enseignants de l'École Nationale Supérieure d'Hydraulique, qui m'a offert une éducation de qualité et mis à ma disposition des ressources précieuses. Les compétences que j'y ai acquises m'ont été d'une aide inestimable pour la réalisation de ce mémoire et pour mon développement académique et professionnel

Je souhaite adresser mes vifs remerciements à mon encadrant **Mr. TOUIL YUCEF** pour son accompagnement scientifique, ses conseils éclairés et sa disponibilité tout au long de la réalisation de ce mémoire.

Ma gratitude s'étend également à l'ingénieur de la station de dessalement de corso **Mr. BOUDJ**, pour sa collaboration et son aide technique précieuse, ainsi qu'à l'ensemble des travailleurs de la station pour leur accueil chaleureux et leur disponibilité tout au long de ce travail.

Dédicace

"Donner à chacun ce qui lui appartient"

*Je dédie ce travail à toutes les personnes qui ont marqué ma vie. À l'héroïne de ma vie, celle qui m'a donné la vie et m'a élevée, **ma mère**, pour son amour inconditionnel, son soutien constant et sa foi inébranlable en moi. Merci d'avoir été mon guide et mon inspiration tout au long de ce parcours.*

*À l'exemple de ma vie, mon inspiration et ma fierté, **mon père**, qui a tant souffert et sacrifié pour que je sois heureuse.*

*À mes frères **Riad, Abdelmalek et Ishak** : vous êtes ma joie de vivre et ma plus grande source de bonheur. Je vous aime profondément.*

*Je dédie également ce travail à la mémoire de mon cher grand-père, **Papa Sido**, et de ma chère grand-mère, **Mani**, partis trop tôt mais toujours présents dans mon cœur. Que ce travail soit un hommage à votre amour, à vos sacrifices et à tout ce que vous m'avez transmis. Vous me manquez profondément.*

*Je dédie également ce travail à mes amies **Djoughaina, Manar et Maram**. Merci pour cette amitié née à la cité universitaire, pour les moments de joie partagés, les rires, les discussions interminables et même les moments difficiles que nous avons traversés ensemble. Ces années passées côte à côte, comme des sœurs, resteront gravées dans ma mémoire comme l'une des plus belles périodes de ma vie.*

*Je dédie ce travail à toutes mes chères **cousines**, si nombreuses pour être toutes citées, mais présentes dans mon cœur. Merci pour votre amour, votre soutien et les précieux moments partagés.*

*Je dédie ce travail à la famille **KHELIFI** et à la famille **BENLARBI**, ainsi qu'à toutes les personnes qui m'ont soutenue et accompagnée. Votre amour et vos prières ont été pour moi une source de force et de motivation.*

*Enfin, Je tiens à dédier ce travail à **mon fiancé**, pour son soutien constant, sa patience et l'amour qu'il m'a témoigné tout au long de ce parcours. Merci d'avoir cru en moi, même dans les moments les plus difficiles, et d'avoir été mon pilier et ma plus belle source de motivation.*

ملخص :

يهدف هذا العمل إلى دراسة وتقييم نظام المعالجة الأولية لمحطة تحلية مياه البحر كورسو. بعد تقديم السياق العالمي والوطني للتحلية ومبادئ التناضح العكسي، تم تحليل مراحل المعالجة الأولية وخاصة عملية التخثير والتلبد، إضافة إلى عرض تجهيزات المحطة. أظهرت بيانات المتابعة لسنة 2024 فعالية النظام من حيث استقرار درجة الحرارة، التحكم في الأس الهيدروجيني وتقليل العكارة، مع تسجيل بعض الشذوذات مثل وجود فائض من الحديد والمواد العالقة عند مدخل التناضح العكسي. تم اقتراح تحسينات تشمل ضبط جرعات المواد الكيميائية وإدماج مرحلة التهوية بالانتشار من أجل تحسين الأداء، تقليل تكاليف التشغيل وضمان استدامة الأغشية.

الكلمات المفتاحية :

المعالجة المسبقة - التخثر - التكتل - العكارة - التهوية المنتشرة

Abstract:

This thesis focuses on the study and evaluation of the pretreatment system of the Corso seawater desalination plant (SDEM). After presenting the global and national context of desalination and the fundamentals of reverse osmosis, the work details the pretreatment stages—particularly coagulation-flocculation—and the plant's equipment. Analysis of 2024 monitoring data highlights the system's overall efficiency (stable temperature, controlled pH, significant turbidity reduction) but also reveals anomalies, such as excess iron and suspended solids at the RO inlet. Improvement measures are proposed, including optimized coagulant dosing and the implementation of a diffusion aeration stage, to enhance performance, reduce operating costs, and ensure the long-term protection of RO membranes.

Keywords :

Pretreatment - Coagulation - Agglomeration - Turbidity - Diffuse Aeration

Résumé :

Ce mémoire porte sur l'étude et l'évaluation du système de prétraitement de la station de dessalement de Corso (SDEM). Après une présentation du contexte mondial et national du dessalement et des principes de l'osmose inverse, le travail détaille les étapes de prétraitement, notamment la coagulation-floculation, ainsi que les équipements de la station. L'analyse des données de suivi de 2024 met en évidence l'efficacité globale du système (stabilité de la température, bon contrôle du pH, réduction de la turbidité), tout en révélant certaines anomalies, comme un excès de fer et de matières en suspension à l'entrée de l'osmose inverse. Des améliorations sont proposées, telles que l'ajustement des doses de coagulant et l'intégration d'une étape d'aération par diffusion, afin d'optimiser la performance, réduire les coûts d'exploitation et garantir la durabilité des membranes.

Les Mots clés :

Prétraitement, Coagulation-floculation, Turbidité, Aération par diffusion.

Introduction générale :	1
--------------------------------	---

Chapitre I : Généralités sur le dessalement

Introduction :	2
I.1 Les différentes eaux salines :	2
I.1.1 Les eaux de mer :	2
I.1.1.1 Propriétés de l'eau de mer :	3
I.1.1.1.1 Éléments traces métalliques :	3
I.1.1.1.2 Matières organiques :	4
I.1.1.1.3 Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer :	4
I.1.1.1.4 Paramètres organoleptiques :	6
I.1.1.1.5 Paramètres bactériologiques :	6
I.1.1.1.6 Autres paramètres :	6
I.1.1.2 Les eaux saumâtres :	7
I.2 Les procédés de dessalement :	7
I.2.1 Procédés impliquant un changement de phase :	8
I.2.1.1 Méthodes de distillation :	8
I.2.1.2 La Technique de Distillation à Effets Multiples (Multi-Effet Distillation) :	8
I.2.1.3 La Technique de Distillation par Détentes Successives (Distillation Multi-Étapes Flash, MSF) :	9
I.2.1.4 Compression de la Vapeur :	10
I.2.2 Les Méthodes de Dessalement par Membranes :	10
I.2.2.1 L'Électrodialyse :	11
I.2.2.2 Osmose Inverse (OI) :	12
I.3 Avantages et les problèmes du Dessalement :	12
I.3.1 Avantages :	12
I.3.2 Les problèmes :	13
Conclusion :	13

Chapitre II : les techniques de prétraitement

Introduction :	14
II.1 Les paramètres nécessitant de prétraitement d'eau de mer :	14
II.2 Technologies de prétraitement :	14
II.3 Les étapes clés du prétraitement :	15
II.3.1 Infrastructures de pompage d'eau de mer :	15
II.3.2 Systèmes d'introduction des réactifs chimiques :	16
II.3.2.1 Application de l'hypochlorite de sodium :	16

II.3.2.2	Utilisation de l'acide sulfurique :	16
II.3.3	Les filières conventionnelles de prétraitement :	16
II.3.3.1	Séparation physique :	17
II.3.3.1.1	Grilles à barreaux grossiers :	17
II.3.3.1.2	Tamis mécaniques fins :	17
II.3.4	Conditionnement physico-chimique de l'eau :	19
II.3.4.1	Procédé de coagulation floculation :	19
II.3.4.2	Décantation :	20
II.3.4.3	Filtration granulaire :	21
II.3.4.3.1	Procédure de lavage à contre-courant :	21
II.3.4.3.2	Configuration des cellules de filtration et optimisation hydraulique :	22
II.3.4.3.3	Nature et choix du média filtrant pour une efficacité maximale :	22
II.3.4.3.4	Structure du lit filtrant et systèmes de drainage associés :	23
II.3.4.3.5	Filtres monocouche et bicouche :	23
II.3.4.3.6	Évaluation de la performance d'un filtre granulaire en exploitation réelle :	24
II.3.5	Les procédés membranaires :	24
II.3.5.1	Microfiltration (MF) :	24
II.3.5.2	Ultrafiltration (UF) :	25
II.3.5.3	Types de membranes pour le traitement préalable de l'eau de mer :	25
Conclusion :		26

Chapitre III: Coagulation Floculation

Introduction :	27
III.1 Coagulation floculation :.....	27
III.2 Les particules colloïdales :.....	27
III.2.1 Structure des particules colloïdales :.....	28
III.3 La coagulation :.....	29
III.3.1 Principe :.....	29
III.3.2 Réactifs utilisés dans coagulation :.....	30
III.3.3 Choix du coagulant :.....	32
III.3.4 Propriétés du chlorure ferrique hydraté favorisant son efficacité en coagulation :.....	33
III.3.4.1 Dissolution et Hydrolyse de $FeCl_3$ en Milieu Marin :.....	33
III.3.5 Mécanismes de coagulation :.....	34
III.3.5.1 Electrostatique :.....	34
III.3.5.2 Réaction chimique :.....	34

III.3.5.3	Coagulation par entrainement :	34
III.3.6	Paramètres physico-chimiques influençant la coagulation :	35
III.3.6.1	La dose de coagulant :	35
III.3.6.2	PH :	35
III.3.6.3	Force d'agitation et temps de rétention :	36
III.3.6.4	Ordre d'injection des produits chimiques :	36
III.3.6.5	La turbidité :	37
III.3.7	Les techniques d'élimination de fer résiduelle :	37
III.3.7.1	Méthode d'ajout de l'aération :	38
III.4	La floculation :	38
III.4.1	Paramètres physico-chimiques influençant la floculation :	39
III.4.1.1	Effet de la dose de floculant :	39
III.4.1.2	Effet de la masse molaire :	39
III.4.1.3	Effet du PH initial :	40
III.4.1.4	Température :	40
III.4.1.5	Agitation :	40
III.5	Principe Fondamental de l'Essai de Jar Test :	40
III.5.1	Méthodologie Détaillée du Jar Test sur l'Eau de Mer :	41
III.6	L'indice de colmatage (SDI) :	43
Conclusion :		44

Chapitre IV : présentation de la zone d'étude et de la station

Introduction :		46
IV.1	Présentation générale de la région :	46
IV.1.1	Coté Administratif :	46
IV.1.2	Localisation de la station :	47
IV.1.3	Environnement de la station :	47
IV.1.4	Situation climatique :	48
IV.1.4.1	Précipitations :	49
IV.1.4.2	Températures :	49
IV.1.4.3	Vents :	50
IV.1.5	Ressources en eau souterraine :	50
IV.2	Présentation de l'usine :	50
IV.2.1	Installation :	50
IV.2.2	Caractéristiques de l'eau de mer :	50

IV.2.3	Les processus de l'usine :	52
IV.2.3.1	Le captage :	52
IV.2.3.1.1	Tour de captage :	52
IV.2.3.1.2	Conduite d'amené :	53
IV.2.3.1.3	Bâche d'admission :	53
IV.2.3.2	Système de dessablage :	54
IV.2.3.3	Système de dégrillage :	54
IV.2.3.3.1	Dégrilleur à barre :	54
IV.2.3.3.2	Tamiseur à bande mobile :	55
IV.2.3.4	Bâche d'eau de mer et station de pompage :	56
IV.2.3.4.1	Bâche d'eau de mer :	56
IV.2.3.4.2	La station de pompage d'eau marine :	56
IV.2.3.5	La phase de prétraitement :	57
IV.2.3.5.1	Bâche de coagulation :	58
IV.2.3.5.2	Bâche de floculation :	58
IV.2.3.5.3	Décanteur à lamelles :	59
IV.2.3.5.4	Racleur de boues :	60
IV.2.3.5.5	Bâche d'eau clarifiée :	60
IV.2.3.5.6	Station de pompage intermédiaire :	60
IV.2.3.5.7	Filtre multi couches :	60
IV.2.3.5.8	Filtres à cartouches :	61
IV.2.3.5.9	Dosage des produits chimique du prétraitement :	63
IV.2.3.6	L'osmose inverse :	63
IV.2.3.6.1	Principe de fonctionnement des pompes HP et les échangeurs de pression ERI :	64
IV.2.3.6.2	Caractéristique de la membrane :	65
IV.2.3.7	Post de traitement :	66
IV.2.3.7.1	Système de reminéralisation :	66
IV.2.3.7.2	Système de mélange :	66
IV.2.3.7.3	Système de dosage des produits chimiques après traitement :	66
IV.2.3.7.4	Système de rejet :	66
IV.2.3.8	Laboratoire de control :	68
IV.2.3.9	Salle de contrôle :	68
IV.3	Défis Techniques dans le Dessalement	68
IV.3.1	Entartage	68

IV.3.2	Corrosion.....	69
IV.3.3	Colmatage	69
Conclusion :		69

Chapitre V : Analyse des données collectées

Introduction :		71
V.1	Paramètre analysée :.....	71
V.1.1	Température :.....	71
V.1.1.1	Température à la sortie de bassin de captage et sortie des décanteurs :	72
V.1.1.2	La variation de la température entre les décanteurs et les filtres multimédia :	74
V.1.1.3	Variation de Température entre les filtres multimédias et les filtres à cartouche :	76
V.1.2	Le potentiel hydrogène (pH) :.....	77
V.1.2.1	Variation de pH entre le bassin de captage et les décanteurs	78
V.1.2.2	Variation de pH entre sortie des décanteurs et sortie des filtres à multimédia :	80
V.1.2.3	Variation de pH entre sortie des filtres à sable et sortie des filtres a cartouche :	82
V.1.3	Turbidité :.....	83
V.1.3.1	Variation turbidité entre sortie de bassin de captage et sortie des décanteurs A et B :	84
V.1.3.2	La variation de la Turbidité entre les sorties des décanteurs et entrée des filtres à sable :	86
V.1.3.3	Variation de Turbidité entre les sorties des filtres à sable et les sorties des filtres à cartouche :.....	88
V.2	Les causes potentielles :	89
V.3	Optimisation du prétraitement :.....	89
V.4	Limites de conception de l'eau d'alimentation	90
Conclusion :		91

CHAPITRE VI : Performance et optimisation du prétraitement

Introduction :		92
VI.1	Vérification de dimensionnement de la chaîne de prétraitement de l'usine de dessalement de Corso :.....	92
VI.1.1	Dimensionnement du dégrilleur :.....	92
VI.1.2	Le traitement physicochimique :.....	94
VI.1.2.1	Dimensionnement de système de coagulation :.....	95

VI.1.2.1.1	Le volume d'un bassin :	95
VI.1.2.1.2	Les dimensions des bâches :	95
VI.1.2.1.3	Dimensionnement de l'agitateur mécanique :	96
VI.1.2.1.4	Dosage de coagulant :	97
VI.1.2.2	Dimensionnement de système floculation :	98
VI.1.2.2.1	Volume de bassin :	98
VI.1.2.2.2	Les dimensions du bassin de floculation :	98
VI.1.2.2.3	Dosage de polymère :	99
VI.1.2.2.4	Agitation :	100
VI.1.3	Dimensionnement de décanteur :	100
VI.1.3.1	La surface totale projeté :	101
VI.1.3.2	Les dimensions du décanteur :	101
VI.1.4	Filtre de sable :	103
VI.1.4.1	La vitesse de filtration :	103
VI.1.4.2	Calcul de la surface filtrante S :	103
VI.1.5	Dimensionnement de Filtre a cartouche :	105
VI.1.5.1	Calcule du filtre a cartouche :	106
VI.1.5.2	Calcule le nombre des cartouches pour chaque filtre :	106
VI.1.6	Dimensionnement d'aération par diffusion :	107
VI.1.6.1	Calcul de la Demande en Oxygène Actuelle (AOR – Actual Oxygen Requirement) :	108
VI.1.6.2	Calcul de la Concentration d'Oxygène à Saturation dans les Conditions de Service (CsT) :	109
VI.1.6.3	Calcul de la Demande en Oxygène Standard (SOR – Standard Oxygen Requirement) :	109
VI.1.6.4	Calcul du Débit d'Air Requis (Qair) :	110
VI.1.6.5	Détermination du Nombre de Diffuseurs :	110
Conclusion :		112
Conclusion générale :		113

Figure I. 1 : Schéma de la taille des matières organiques dans l'eau de mer (Tansakul.C, 2009).....	4
Figure I. 2 : Classification des procédés de dessalement (DARDOUR, 2007)	7
Figure I. 3 : Schéma de distillation a simple-effet	8
Figure I. 4 : Schéma d'un système de distillation a multiples effets (MED)	9
Figure I. 5 : Principe de fonctionnement d'un système par détentes successives (MSF) à 3 étages	9
Figure I. 6 : Schéma de distillation par compression de vapeur (encyclopédie d'énergie, 2016).....	10
Figure I. 7 : Principe de dessalement d'une eau saline par électrodialyse (DANIS, 2003)....	11
Figure I. 8 : Principe de l'osmose inverse (RENAUDIN, 2003)	12
Figure II. 1 : Illustration simplifiée d'un système de prétraitement conventionnel.	15
Figure II. 2 : Cribles grossiers de prise à terre.....	18
Figure II. 3 : Modèles de tamis à flux traversant, à flux central et à double flux (de gauche à droite)	18
Figure II. 4 : Tamis en tambour	19
Figure II. 5 : Description de décanteur lamellaire	20
Figure II. 6 : Configuration typique d'un filtre à double média à un étage	21
Figure II. 7 : Principe de fonctionnement de la séparation membranaire L'ultrafiltration, TP 3eme année chimie CAP, 2015	25
Figure III. 1 : Représentation d'une particule colloïdale.....	29
Figure III. 2 : Schéma de principe de l'énergie d'attraction/répulsion entre deux particules	30
Figure III. 3 : Représentation schématique d'un bassin de coagulation-bassin de floculation-décanteur	36
Figure III. 4 : Le jer test.....	42
Figure III. 5 : Prélèvement des échantillons pour analyse.....	44
Figure III. 6 : SDI issus d'essais d'eau de mer prétraitée de différentes qualités (Voutchkov, 2012).....	44
Figure IV. 1 : Découpage administratif de la wilaya de Boumerdes	46
Figure IV. 2 : Situation géographique de la station de dessalement de corso	47
Figure IV. 3 : Vue satellite de la station et de son environnement (source : google maps)....	48
Figure IV. 4 : La vanne d'isolement de la bache d'admission	53
Figure IV. 5 : Dégrilleur grossier.....	54
Figure IV. 6 : system de les trois Dégrilleur grossier	55
Figure IV. 7 : Tamis a bande	56
Figure IV. 8 : Les bâches de coagulation.....	58
Figure IV. 9 : Décanteur lamellaire	59
Figure IV. 10 : Filtre à sable	60
Figure IV. 12 : Système de filtre a cartouche	62
Figure IV. 13 : Cartouche en fibre filée	62
Figure IV. 11 : Cartouche solide.....	62

Figure IV. 14 : Echangeur de pression ERI	64
Figure IV. 15 : Système de CIP	65
Figure V, 1 : La variation de la température entre sortie du bassin de captage et sortie des décanteurs en fonction du temps	72
Figure V, 2 : Température entre les sorties décanteurs et les sorties filtres multimédia en fonction du temps	74
Figure V, 3 : Température entre les sorties filtres multimédias et les sorties filtres à cartouche en fonction du temps	76
Figure V, 4 : Le variations de pH entre les sorties bassin de captage et les sorties des décanteurs en fonction du temps	78
Figure V, 5 : La variation de pH entre sortie des décanteurs et sortie des filtres à multimédia en fonction du temps	80
Figure V, 6 : La variation de pH entre sortie des filtres à sable A et B et sortie des filtres a cartouche A et B en fonction du temps	82
Figure V, 7 : La variation turbidité entre sortie de bassin de captage et sortie des décanteurs A et B en fonction du temps.....	84
Figure V, 8 : La variation de la Turbidité entre les sorties des décanteurs et entrée des filtres à sable en fonction du temps	86
Figure V, 9 : La variation de Turbidité entre les sorties des filtres à sable et les sorties des filtres à cartouche en fonction du temps.....	88

Tableau I. 1 : Les ions majeurs que l'on trouve dans l'eau de mer méditerranée (Skirrow.G et Riley.J, 1965)	3
Tableau I. 2 : Les ions majeurs que l'on trouve dans l'eau de mer méditerranée (Skirrow.G et Riley.J, 1965)	3
Tableau III. 1 : Les principaux coagulants utilisés.....	31
Tableau III. 2 : Les propriétés principales des coagulants les plus utilisés [27].	32
Tableau III. 3 : Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de stokes (Dégriment, 1978)	37
Tableau IV. 1 : Précipitations moyennes mensuelles en mm pour Dar el Bida	49
Tableau IV. 2 : Les données de température mensuelles en (°C) pour Dar el Bida, période 1975/94.	49
Tableau IV. 3 : Vitesses moyennes mensuelles (1) du vent à Dar El Beida en (m/s) à 2m (Office National de la Météorologie, période (O.N.M)1975/94).	50
Tableau IV. 4 : La composition chimique de l'eau brute	51
Tableau IV. 5 : La qualité de l'eau du rejet.....	52
Tableau IV. 6 : Les couches de filtre à sable	61
Tableau VI. 1 : les résultats des vitesses d'hazan et temps de séjour des différentes tailles des floccs	102
Tableau VI. 2 : Les valeurs du nombre de Reynolds de différentes couches.....	104
Tableau VI. 3 : Calcul de la perte de charge initiale dans le filtre à sable	105

Liste des planches

PLANCHE 1 : PLAN DE MASSE DE LA STATION

PLANCHE 2 : PLAN DE DECANTEUR LAMELLAIRE DE LA STATION

PALNCHE 3 : PLAN DE FILTRE A SABLE DE LA STATION

**PLANCHE 4 : PLAN DE CAPTAGE D'EAU DE MER ET STOCKAGE DES PRODUITS
CHIMIQUE**

Introduction générale

La rareté croissante des ressources en eau douce et l'augmentation de la demande mondiale en eau potable, notamment dans les régions côtières arides, rendent le dessalement de l'eau de mer une solution stratégique pour garantir la sécurité hydrique. Parmi les différentes technologies disponibles, l'osmose inverse (RO) est aujourd'hui la plus répandue grâce à son efficacité énergétique et à la qualité de l'eau produite. Cependant, la performance des unités de dessalement par RO dépend fortement de l'efficacité du prétraitement, dont l'objectif est de protéger les membranes contre l'encrassement, le colmatage et la dégradation prématurée.

La problématique abordée dans ce travail réside dans l'optimisation du prétraitement de l'eau de mer à la station de dessalement de Corso. L'objectif principal est d'évaluer la performance actuelle du système de prétraitement, d'identifier ses limites et de proposer des pistes d'amélioration pour assurer une production continue.

Pour répondre à cette problématique, le premier chapitre présente un cadre général sur le dessalement de l'eau de mer, en abordant les propriétés de l'eau brute et les principales technologies de dessalement, avec un accent particulier sur l'osmose inverse. Le deuxième chapitre traite des procédés de prétraitement, de leurs principes et des paramètres de suivi les plus influents sur la qualité de l'eau. Le troisième chapitre se concentre spécifiquement sur les étapes de coagulation et de floculation, en détaillant les mécanismes mis en jeu, les réactifs utilisés ainsi que les conditions optimales de fonctionnement. Le quatrième chapitre présente la zone d'étude, c'est-à-dire la station de dessalement de Corso (SDEM), en décrivant son organisation, ses équipements et ses deux lignes de production.

Le cœur de ce mémoire, abordées dans le cinquième chapitre est consacré à l'analyse des données de suivi de l'année 2024 afin d'évaluer les performances du système de prétraitement de la station. L'objectif est de vérifier la stabilité des paramètres physico-chimiques et de détecter les éventuelles anomalies pouvant affecter les membranes d'osmose inverse.

En fin, le sixième chapitre présente l'évaluation de la performance globale du prétraitement et propose des actions d'optimisation. Des recommandations techniques sont formulées pour améliorer l'efficacité du traitement, protéger les membranes et réduire les coûts d'exploitation.

Chapitre I :

Généralités sur le

dessalement

Introduction :

La caractérisation et l'évaluation des sources d'eau sont essentielles dans la planification et la conception des projets de dessalement, qui visent à extraire les sels dissous de l'eau brute, qu'elle soit d'origine marine ou saumâtre, afin de la rendre potable. La qualité de l'eau de source saline est analysée selon des paramètres réglementaires déterminés par les normes de qualité de l'eau et les exigences liées au rejet des usines de dessalement. Cela inclut non seulement les polluants mesurés, mais aussi d'autres facteurs influençant l'utilisation finale de l'eau dessalée et les performances des installations. Avec les océans représentant la plus grande réserve d'eau sur terre, le développement de méthodes de dessalement est devenu crucial pour produire de l'eau douce, une ressource qui ne constitue qu'environ 3 % du volume total d'eau disponible sur la planète.

I.1 Les différentes eaux salines :

Les problèmes de dessalement concernant principalement deux catégories d'eau salée :

1. L'eau de mer.
2. Les eaux saumâtres.

I.1.1 Les eaux de mer :

La salinité des mers ouvertes et des eaux océaniques est habituellement de 35 g/L (grammes par litre). Cette valeur est généralement retenue comme référence pour la salinité standard de l'eau de mer. Cependant, selon le bilan précipitations-évaporation, des fluctuations plus ou moins importantes autour de cette moyenne peuvent être observées.

Dans le cas des mers fermées ou faiblement connectées aux grands bassins océaniques, la salinité peut varier considérablement.

1. Mer Méditerranée : 36 à 39 g.L-1,
2. Mer Rouge : environ 40 g.L-1,
3. Mer Caspienne : 13 g.L-1,
4. Mer Morte : 270 g.L-1,
5. Golfe Arabo-Persique : 36 à 39 g.L-1.

Cependant, dans les mers ouvertes, la proportion des différents sels dissous reste généralement stable. Plus précisément, les ions chlorure (Cl^-) et sodium (Na^+) représentent environ 85 % de la masse totale des sels [1].

I.1.1.1 Propriétés de l'eau de mer :

Les sels présents dans l'eau existent sous forme d'ions positifs et négatifs.

Tableau I. 1 : Les ions majeurs que l'on trouve dans l'eau de mer méditerranée (Skirrow.G et Riley.J, 1965)

	Type d'ions	Concentration (mg/l)
Anions	Chlorure (Cl^-)	19353
	Sulfate (SO_4^{2-})	2712
	(HCO_3^-), (CO_3^{2-})	118-146
	Bromure (Br^-)	67
	Fluorure (F^-)	1
	Bore	4
Cations	Sodium (Na^+)	10160
	Magnesium (Mg^+)	1249
	Calcium (Ca^{2+})	413
	Potassium (K^+)	387
	Strontium (Sr^{2+})	8

I.1.1.1.1 Éléments traces métalliques :

La mer contient de nombreux autres composants à des niveaux de concentration beaucoup plus bas (Tableau 2).

Tableau I. 2 : Les ions majeurs que l'on trouve dans l'eau de mer méditerranée (Skirrow.G et Riley.J, 1965)

Eléments	Concentration en $\mu\text{g/l}$	Eléments	Concentration en $\mu\text{g/l}$
Li	170	Cu	3
Al	10	Zn	10
Si	3000	As	3
P	70	Rb	120
Ti	1	Mo	10
V	2	I	60
Mn	2	Ba	30
Fe	10	U	30

I.1.1.1.2 Matières organiques :

L'océan est le principal réservoir de carbone organique sur Terre, contenant environ 1018 g de carbone, dont 99 % sous forme de matière organique dissoute, principalement de faible poids moléculaire comme montre la figure. La distinction entre substances organiques dissoutes et particules solides se fait par filtration à travers des membranes de 0,2 à 1,0 μm , généralement de 0,45 μm .

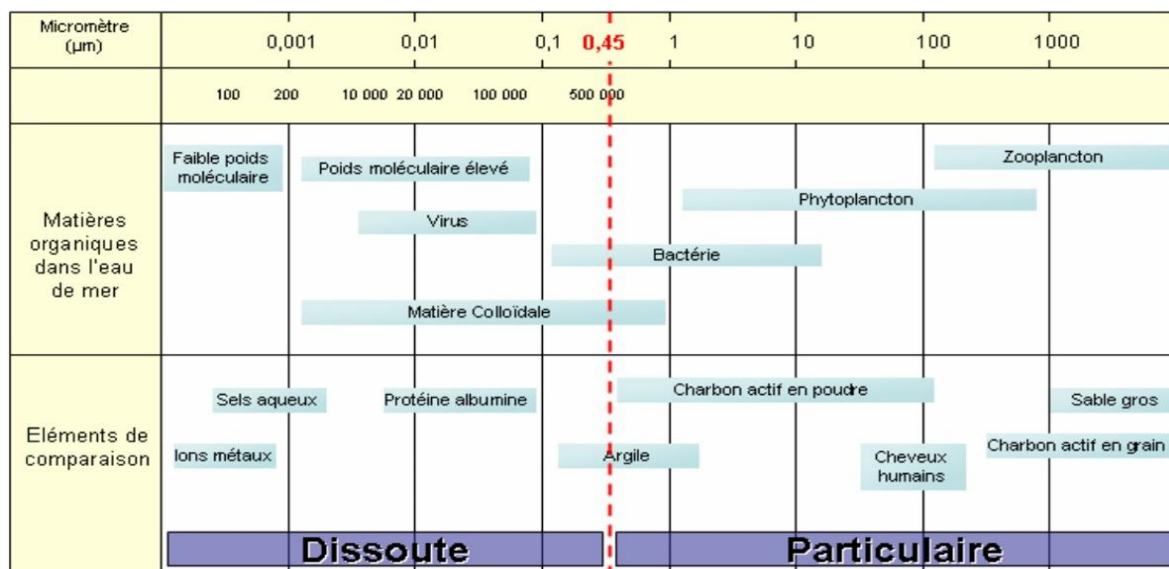


Figure I. 1 : Schéma de la taille des matières organiques dans l'eau de mer (Tansakul.C, 2009).

Présente une illustration très simplifiée et schématique de la diversité des tailles et des types de matières organiques présentes dans l'eau de mer.

La concentration de matières organiques varie avec la profondeur, étant plus élevée en surface qu'en profondeur.

I.1.1.1.3 Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer :

I.1.1.1.3.1 Densité de l'eau de mer :

La densité de l'eau de mer, influencée par la température, la salinité et la pression, varie généralement entre 1020 et 1030 kg/m^3 , avec une moyenne de 1025 kg/m^3 . Elle est calculée comme le rapport entre la masse volumique de l'eau de mer et celle de l'eau distillée à 4 °C.

I.1.1.1.3.2 Alcalinité :

L'alcalinité de l'eau, opposée à l'acidité, est due à la présence de bases et de sels d'acides faibles, principalement des hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes, qui contribuent à stabiliser le pH de l'eau.

I.1.1.1.3.3 Température (en degrés Celsius) :

La température de l'eau affecte divers paramètres écologiques, tels que la densité, la solubilité des gaz, et les réactions chimiques, tout en influençant la croissance des organismes aquatiques, notamment les micro-organismes [2].

I.1.1.1.3.4 Masse volumique :

La masse volumique de l'eau varie avec la température et la pression, atteignant un maximum à environ 4 °C, ce qui a des implications tant pour l'environnement naturel que pour les systèmes de traitement de l'eau [2].

I.1.1.1.3.5 PH :

Le pH de l'eau de mer reflète l'équilibre acido-basique du milieu, principalement contrôlé par le système carbonate (CO_2 dissous, HCO_3^- et CO_3^{2-}). Dans l'océan, il varie généralement entre 7,5 et 8,4, avec de légères fluctuations liées à la photosynthèse, à la respiration et aux échanges air-mer. Un pH plus bas peut résulter d'apports d'eau douce acide, de rejets industriels ou de la dissolution de CO_2 atmosphérique, ce qui affecte la disponibilité des carbonates pour les organismes calcifiants. La mesure du pH se fait généralement par électrode en verre calibrée à température ambiante.

I.1.1.1.3.6 Conductivité Électrique :

La conductivité électrique, mesurée en $\mu\text{S}/\text{cm}$, est liée à la concentration de sels dissous dans l'eau, fournissant une estimation de sa minéralisation. Elle est influencée par des facteurs comme la température et la viscosité [3].

I.1.1.1.3.7 Titre hydrotimétrique (ou dureté totale) :

Le titre hydrotimétrique mesure la dureté de l'eau, correspondant à la concentration d'ions calcium et magnésium, exprimée en degrés français (°F). Une dureté élevée peut causer des problèmes dans les appareils électroménagers et le système de plomberie [4].

I.1.1.1.3.8 Oxygène dissous :

L'oxygène dissous est essentiel pour les organismes aquatiques, sa concentration variant selon la température, la pression et la salinité. Les eaux superficielles contiennent généralement plus d'oxygène que les eaux profondes, avec des niveaux souvent inférieurs à 10 mg/L [2].

I.1.1.1.3.9 Turbidité :

La turbidité correspond à une mesure de la clarté de l'eau, exprimant la présence de particules en suspension qui diffusent. Ces particules peuvent inclure des minéraux fins (par ex. grains de silice), des matières organiques ou des sédiments, Fréquemment rencontrés dans les eaux superficielles. L'évaluation de la turbidité constitue un indicateur essentiel de la qualité de l'eau, notamment pour les sources superficielles, et permet d'apprécier l'efficacité des procédés de traitement. Pour l'eau destinée à la consommation humaine, une valeur inférieure à 5 NTU est généralement requise afin de garantir sa potabilité [6]. La mesure est réalisée au moyen d'un turbidimètre, conformément aux normes en vigueur.

I.1.1.1.3.10 Nutriments :

Les nutriments essentiels à la vie marine, tels que le nitrate, l'ammonium, le phosphate et la silice, sont cruciaux pour le développement des phytoplanctons, qui réalisent la photosynthèse en utilisant le dioxyde de carbone dissous.

I.1.1.1.4 Paramètres organoleptiques :**I.1.1.1.4.1 Odeur et goût :**

L'odeur et le goût de l'eau sont des paramètres organoleptiques importants pour son acceptabilité, bien que subjectifs. Ils peuvent être influencés par des composés présents dans l'eau, mais ne peuvent pas être quantifiés par des méthodes instrumentales [7].

I.1.1.1.4.2 Couleur :

La couleur de l'eau est causée par des substances organiques dissoutes ou colloïdales. Une coloration indésirable peut susciter des doutes sur la potabilité de l'eau pour les usages domestiques.

I.1.1.1.5 Paramètres bactériologiques :

Les infections dues à des bactéries pathogènes et autres micro-organismes représentent un risque sanitaire majeur. La détection de coliformes fécaux dans l'eau indique la présence potentielle de bactéries dangereuses pour la santé humaine.

I.1.1.1.6 Autres paramètres :

La surveillance de la pollution par des éléments comme l'ammonium, les nitrites et les nitrates est essentielle pour la santé publique et l'environnement. Les substances toxiques et les micropolluants organiques peuvent avoir des effets néfastes sur la santé humaine et les

écosystèmes, tandis que des minéraux indésirables comme le fer et le manganèse peuvent causer des problèmes divers.

I.1.1.2 Les eaux saumâtres :

L'eau saumâtre, dont la salinité varie de 1 à 10 g/L, est impropre à la consommation directe et se retrouve principalement en milieu souterrain, où elle s'enrichit en sels minéraux par dissolution des roches.

I.2 Les procédés de dessalement :

Selon leur principe de fonctionnement, les technologies contemporaines de dessalement se divisent en deux catégories principales (figure 1) [2] :

1. Les **méthodes membranaires**, comme l'osmose inverse et l'électrodialyse ;
2. Les **méthodes thermiques**, qui impliquent un changement de phase, telles que la congélation ou la distillation.
3. On trouve également d'autres méthodes de dessalement, comme les procédés chimiques, mais celles-ci restent généralement trop complexes pour une commercialisation à grande échelle.

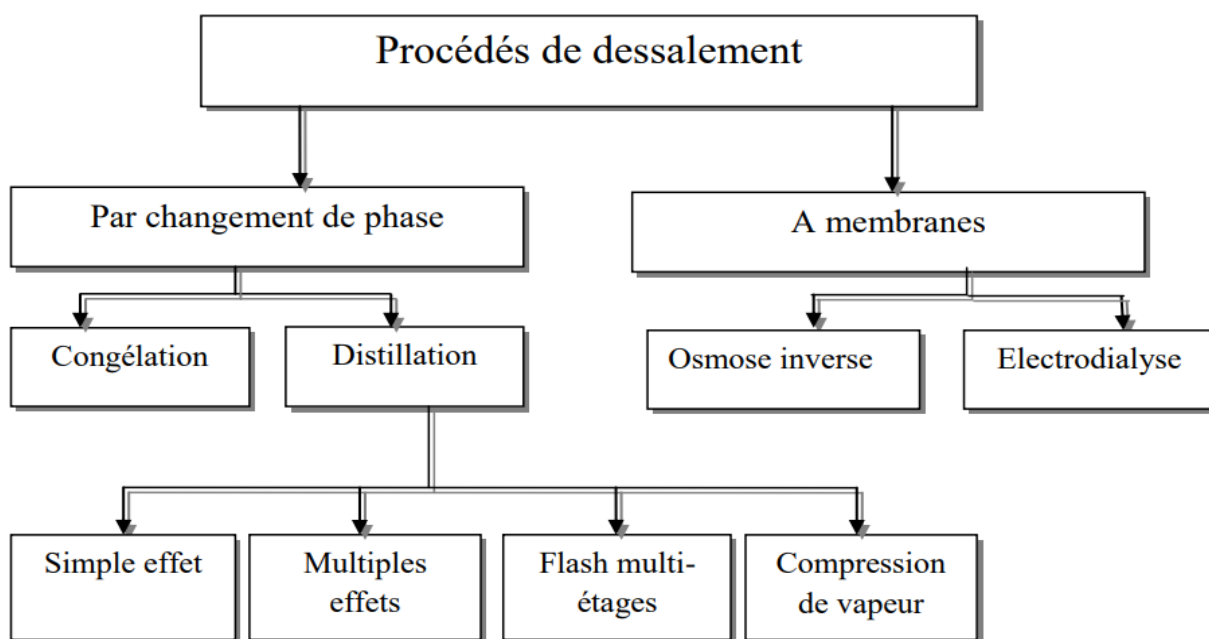


Figure I. 2 : Classification des procédés de dessalement (DARDOUR, 2007)

Actuellement, les installations en service utilisent principalement deux types de procédés : les techniques d'évaporation (thermiques) et les séparations par membranes, ces dernières étant plus récentes.

I.2.1 Procédés impliquant un changement de phase :

I.2.1.1 Méthodes de distillation :

Les méthodes de distillation séparent l'eau de mer par évaporation et condensation, produisant ainsi de l'eau douce (figure). Ce processus imite le cycle naturel de l'eau. Historiquement, la distillation a été utilisée depuis l'Antiquité pour fournir de l'eau potable, mais les systèmes anciens avaient des rendements énergétiques limités.

La distillation thermique demande beaucoup d'énergie, principalement pour vaporiser l'eau. Pour améliorer l'efficacité, des systèmes à multiples effets (MED) ont été développés, permettant de réduire la consommation d'énergie et d'augmenter le rendement.

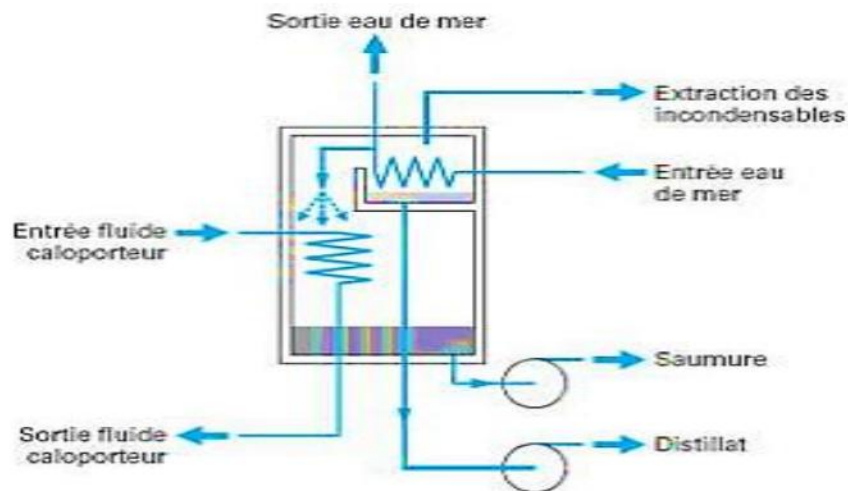


Figure I. 3 : Schéma de distillation a simple-effet

Les deux procédés principaux de dessalement thermique sont la distillation à détente étagée (MSF) et la distillation à multiples effets (MED), qui fonctionnent en trois étapes : ébullition de l'eau de mer, condensation de la vapeur et extraction de l'eau condensée et de la saumure [8].

I.2.1.2 La Technique de Distillation à Effets Multiples (Multi-Effet Distillation) :

La distillation à effets multiples (MED) est une méthode de dessalement thermique utilisant une série de récipients en séquence pour réduire la pression et la consommation d'énergie voire la figure. L'eau d'alimentation est vaporisée sur des tubes, et la vapeur condensée chauffe la saumure des effets suivants, optimisant ainsi l'efficacité énergétique.

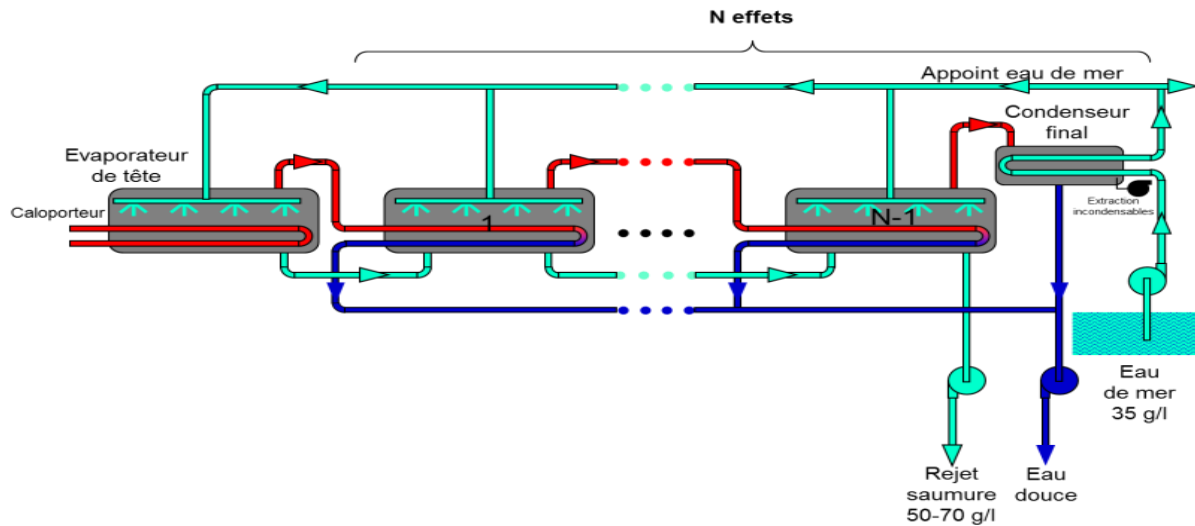


Figure I. 4 : Schéma d'un système de distillation à multiples effets (MED)

Ce procédé est plus économique que la distillation à détente étagée (MSF).

I.2.1.3 La Technique de Distillation par Détentes Successives (Distillation Multi-Étapes Flash, MSF) :

La distillation par détente successive (MSF) consiste à réchauffer l'eau saline sans atteindre le point d'ébullition, réduisant ainsi le risque de formation de calcaire. L'eau est chauffée par condensation de vapeur sur des tubes, puis dirigée vers une étape où la pression est suffisamment basse pour provoquer une vaporisation instantanée. Comme l'indique la figure.

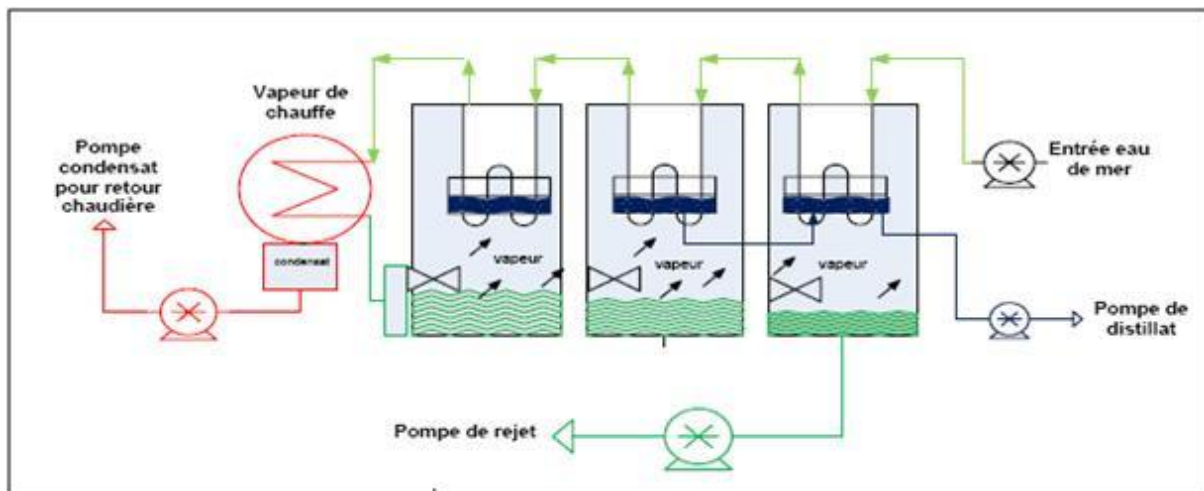


Figure I. 5 : Principe de fonctionnement d'un système par détente successive (MSF) à 3 étages

Ce processus optimise le rendement du dessalement tout en minimisant les problèmes liés au calcaire [9].

I.2.1.4 Compression de la Vapeur :

Les dispositifs de compression de vapeur (VCD) fonctionnent en comprimant la vapeur d'eau, ce qui entraîne sa condensation sur une surface de transfert thermique, comme un tube (figure). Cette condensation permet de transférer de la chaleur à la saumure, provoquant sa vaporisation. Le compresseur fournit l'énergie nécessaire, augmentant la pression de la vapeur et réduisant la pression de l'eau d'alimentation, ce qui diminue sa température d'ébullition.

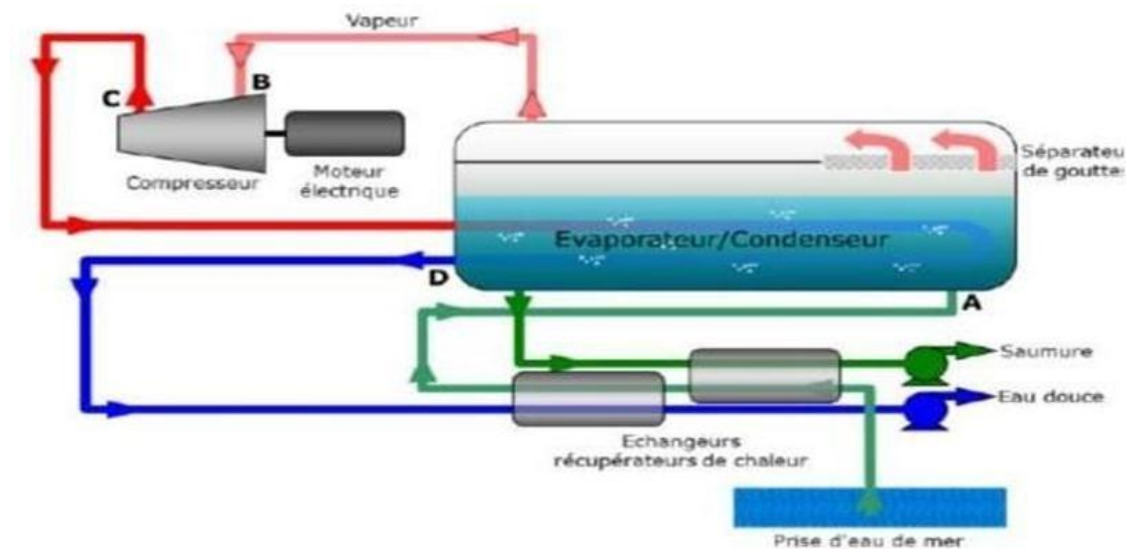


Figure I. 6 : Schéma de distillation par compression de vapeur (encyclopédie d'énergie, 2016)

I.2.2 Les Méthodes de Dessalement par Membranes :

Les membranes ont la capacité de différencier et d'isoler sélectivement les sels dissous dans l'eau. En tirant parti de cette caractéristique de diverses manières selon chaque situation, deux méthodes de dessalement de l'eau par membrane ont été développées : l'électrodialyse (ED) et l'osmose inverse (OI). Ces techniques exploitent les propriétés des membranes pour séparer les ions et les contaminants de l'eau, offrant ainsi des solutions efficaces pour la production d'eau douce à partir de sources salines.

I.2.2.1 L'Électrodialyse :

L'électrodialyse est une méthode d'élimination du sel par électromembrane qui facilite la séparation des sels présents dans l'eau salée en induisant leur migration à travers des membranes spécifiques grâce à un champ électrique. Dans ce processus, les ions d'un sel tel que le chlorure de sodium se déplacent en réponse à un champ électrique généré par deux électrodes immergées dans le liquide. Les cations, ou ions positifs (Na^+), sont attirés vers l'électrode négative, appelée cathode, tandis que les anions, ou ions négatifs (Cl^-), se dirigent vers l'électrode positive comme montre la figure.

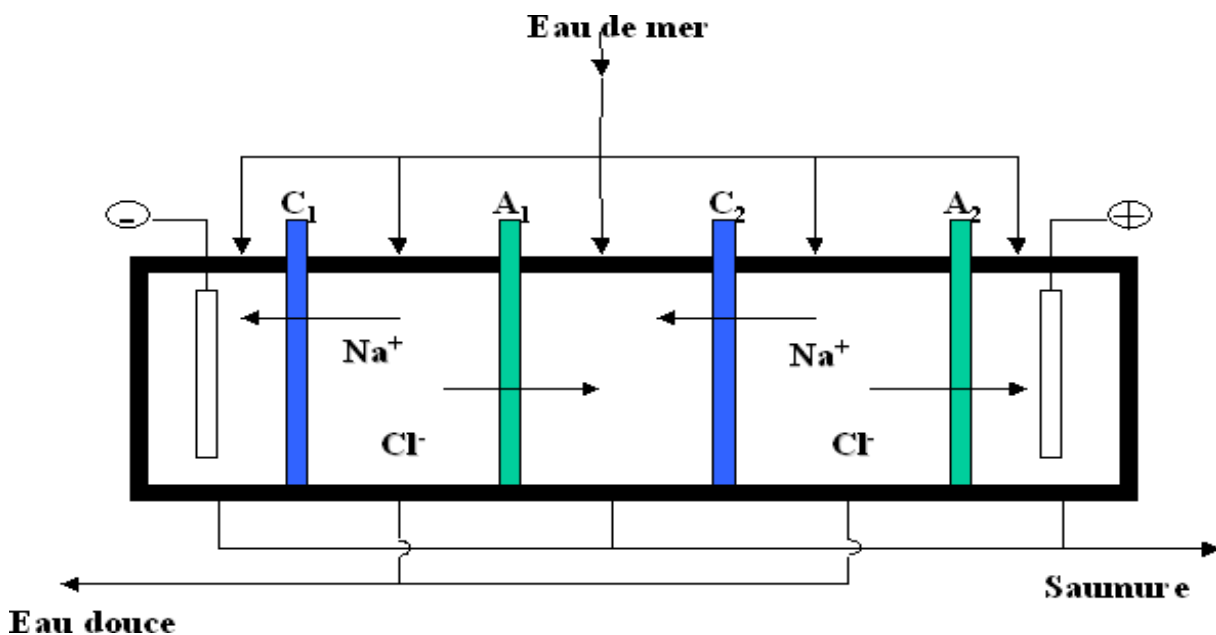


Figure I. 7 : Principe de dessalement d'une eau saline par électrodialyse (DANIS, 2003)

Dans le cadre de l'électrodialyse, des membranes filtrantes sont disposées de manière alternée, certaines étant étanches aux anions et perméables aux cations, tandis que d'autres sont étanches aux cations et perméables aux anions. Ce dispositif permet de créer une série de compartiments avec des concentrations en sels variées, générant ainsi des zones à forte concentration et d'autres à faible concentration.

L'électrodialyse est particulièrement adaptée aux eaux saumâtres présentant une salinité relativement basse, inférieure à celle de l'eau de mer, ce qui en fait une option efficace pour le dessalement dans des contextes spécifiques.

I.2.2.2 Osmose Inverse (OI) :

L'osmose inverse (OI) est une méthode qui repose sur l'utilisation de membranes pour distinguer les solides dissous, tels que les ions, d'un liquide, la plupart des cas traitant de solutions aquatiques. Les membranes agissent généralement comme des filtres sélectifs, permettant à certaines particules, comme l'eau, de passer de manière sélective tout en retenant spécifiquement d'autres particules dissoutes, telles que les ions voire la figure.

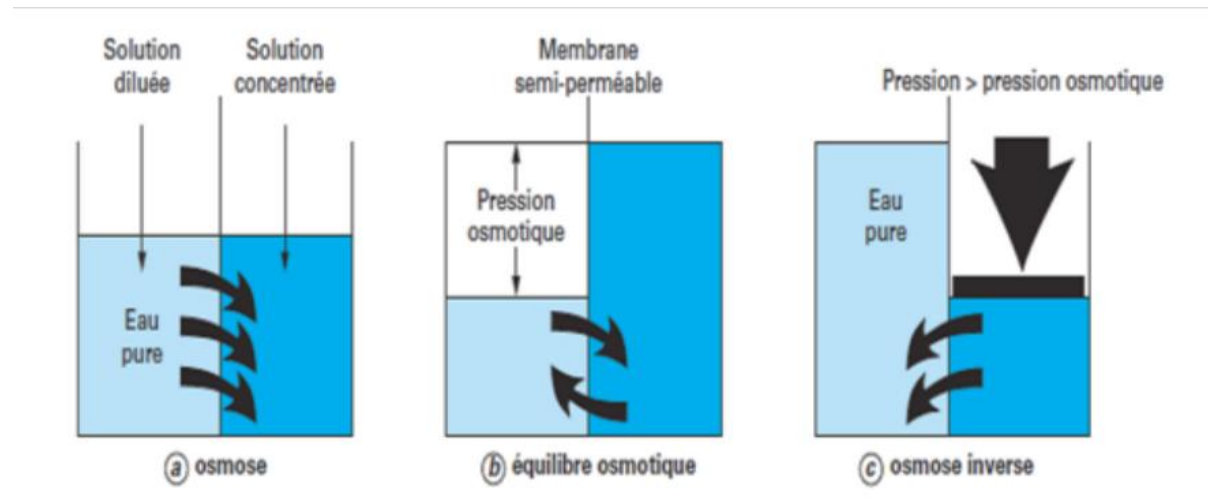


Figure I. 8 : Principe de l'osmose inverse (RENAUDIN, 2003)

Une pression supérieure à la pression osmotique est appliquée sur le compartiment contenant initialement la solution de concentration élevée. Cette contrainte pousse l'eau à traverser la membrane dans le sens opposé à celui de l'osmose. Ainsi, l'eau s'écoule du compartiment avec la solution concentrée vers celui contenant la solution diluée. En conséquence, l'eau relativement pure passe à travers la membrane vers un compartiment, tandis que les solides dissous sont retenus dans l'autre compartiment. Par conséquent, l'eau dans un compartiment est purifiée ou déminéralisée, tandis que les solides présents dans l'autre compartiment sont concentrés ou déshydratés [10].

I.3 Avantages et les problèmes du Dessalement :

I.3.1 Avantages :

Le dessalement de l'eau de mer présente une multitude d'avantages :

1. **Utilité en Situations d'Urgence** : Le dessalement peut s'avérer essentiel dans des situations d'urgence, lorsque les réserves d'eau ont été contaminées par des infiltrations d'eau salée, par exemple à la suite de marées salines ou d'événements catastrophiques tels que les tsunamis en Asie.

2. **Impact Environnemental Positif** : L'utilisation de l'eau dessalée pour l'irrigation est bénéfique pour l'environnement, car elle contribue à réduire la salinisation des sols [11].

I.3.2 Les problèmes :

Le dessalement de l'eau saline, bien qu'il réponde aux besoins en eau douce, présente plusieurs problèmes :

1. **Demandes Énergétiques Élevées** : Les procédés nécessitent une quantité importante d'énergie, entraînant des coûts élevés.
2. **Produits Chimiques pour le Nettoyage** : L'utilisation de produits chimiques pour nettoyer les membranes pose des problèmes de pollution et de gestion des déchets.
3. **Métaux Lourds Résiduels** : Des traces de métaux lourds peuvent être libérées, compromettant la qualité de l'eau produite.
4. **Insuffisance de Production** : La quantité d'eau produite est souvent insuffisante par rapport à celle de l'eau de mer extraite.
5. **Impact Environnemental Marin** : L'extraction et le déversement de concentrats riches en sels nuisent à l'environnement marin.

Conclusion :

Les techniques de dessalement ont gagné en efficacité et en rentabilité grâce aux avancées technologiques récentes, rendant la conversion d'eau marine en eau potable économiquement viable. Cependant, des préoccupations demeurent quant aux impacts environnementaux de ces installations, soulignant la nécessité d'une utilisation responsable. Pour optimiser les systèmes d'osmose inverse, il est crucial d'analyser la qualité de la source d'eau en tenant compte de divers paramètres, tels que le pH et la présence de métaux, afin de garantir des performances durables et minimiser les risques pour l'intégrité des membranes.

Chapitre II : les techniques de prétraitement

Introduction :

Le prétraitement dans le dessalement de l'eau de mer est une étape essentielle et très importante visant à conditionner l'eau brute avant son passage à travers les membranes d'osmose inverse (RO). Il permet d'éliminer les matières en suspension, les micro- Organismes, les colloïdes et les substances organiques responsables de l'encrassement et du colmatage des membranes. Il convient de noter que certains constituants généralement tolérés dans l'eau potable, tels que le fer, le manganèse ou la silice, mais peuvent s'avérer problématiques pour les membranes en raison de leur tendance à précipiter ou à favoriser le biofouling. Ainsi, le prétraitement ne répond pas seulement à des critères de potabilité, mais vise surtout à protéger les membranes et à garantir la durabilité et l'efficacité du procédé de dessalement.

II.1 Les paramètres nécessitant de prétraitement d'eau de mer :

L'eau de mer destinée au dessalement présente une composition physico-chimique complexe qui varie selon les saisons et l'environnement local. Les principaux paramètres influençant son traitement sont la salinité, la température, le pH, la turbidité, les matières organiques et les micro-organismes et les colloïdes. Ces caractéristiques peuvent fortement impacter l'efficacité des étapes de prétraitement, en particulier la filtration et l'osmose inverse. Par exemple, une forte turbidité ou une concentration élevée en phytoplancton peut entraîner un encrassement des membranes. De plus, les variations saisonnières dues aux précipitations ou aux courants marins modifient la qualité de l'eau brute, rendant nécessaire un ajustement dynamique des procédés de traitement. Une bonne connaissance de ces paramètres permet d'optimiser l'approvisionnement en eau de mer et de garantir la performance continue de l'installation de dessalement.

II.2 Technologies de prétraitement :

Les procédés de prétraitement peuvent inclure toutes les stratégies de traitement suivantes, ou seulement certaines d'entre elles, notamment le pré-dégrillage, la chloration, la coagulation et la floculation, la sédimentation/flottation à l'air dissous (DAF), la filtration sur milieu granulaire, l'ozonation et les inhibiteurs de tartre voir la figure (1).

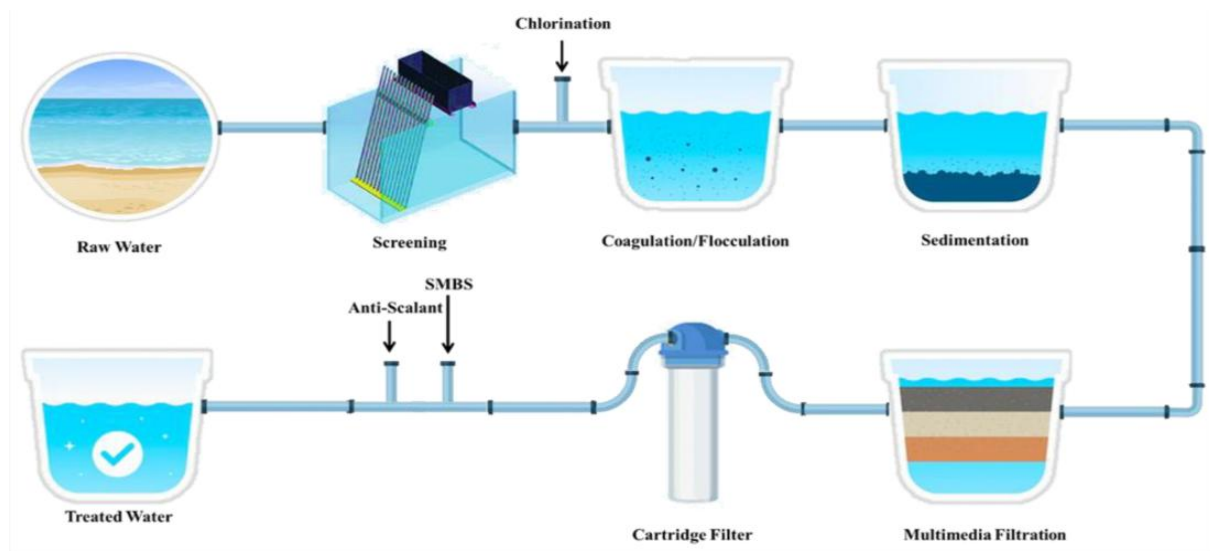


Figure II. 1 : Illustration simplifiée d'un système de prétraitement conventionnel.

Illustre les technologies de prétraitement conventionnelles, notamment le dégrillage, la chloration, la coagulation-floculation, la sédimentation, la filtration multimédia (MMF), la filtration à cartouche, l'ajout d'antitartre et la dichloration au bisulfite de sodium (SMBS).

II.3 Les étapes clés du prétraitement :

II.3.1 Infrastructures de pompage d'eau de mer :

Les infrastructures de pompage d'eau de mer constituent une composante essentielle des systèmes de dessalement. Elles assurent le captage de l'eau à partir de prises marines généralement situées dans des zones protégées, puis son transfert vers les unités de prétraitement au moyen de pompes dimensionnées selon les exigences du procédé d'osmose inverse. Ces installations comprennent des grilles de protection, des canaux d'amenée, des dispositifs de désinfection préliminaire ainsi qu'une instrumentation avancée permettant un suivi en temps réel des paramètres d'exploitation. Les matériaux utilisés doivent présenter une résistance élevée à la corrosion saline, et l'ensemble du système doit être conçu pour garantir robustesse, redondance opérationnelle et adaptabilité aux variations environnementales. Par ailleurs, un prétraitement approprié est indispensable afin de limiter l'encrassement biologique et particulaire, assurant ainsi une alimentation continue, fiable et protégée vers les unités de traitement [12].

II.3.2 Systèmes d'introduction des réactifs chimiques :

II.3.2.1 Application de l'hypochlorite de sodium :

La majorité des installations de dessalement possèdent des systèmes de traitement chimique pour incorporer de l'hypochlorite de sodium dans l'eau qui a été dessalée. Pour les installations de dessalement qui ont des entrées ouvertes en mer, l'hypochlorite de sodium est habituellement introduit à la structure d'admission pour empêcher la prolifération biologique dans le conduit reliant la station de pompage. Par ailleurs, on incorpore de l'hypochlorite de sodium afin de réduire la prolifération biologique dans les systèmes de prétraitement et d'osmose inverse, ainsi que dans les canaux de liaison. La concentration d'hypochlorite de sodium dans l'eau de source est ajustée de façon à ce que le chlore ajouté soit pratiquement totalement utilisé au moment où l'eau sort du système de prétraitement de la station.

II.3.2.2 Utilisation de l'acide sulfurique :

Tout acide, y compris l'acide sulfurique, qui abaisse le pH de l'eau de mer à 4 ou moins peut rompre les liaisons calcium-organiques entre les mollusques, le biofilm et les parois des tuyaux. Cela empêche les mollusques de s'attacher de manière durable aux surfaces des tuyaux. L'introduction d'hypochlorite de sodium élimine la création de biofilm bactérien sur les parois des canalisations et l'expansion du plancton, qu'il s'agisse de mollusques ou d'organismes adultes.

Selon cette méthode de gestion de la bio-croissance, de l'acide sulfurique et de l'hypochlorite de sodium sont incorporés après le point où la structure d'admission se branche à la conduite d'admission. Après l'ajout chimique, il est nécessaire de rincer le conduit d'hypochlorite de sodium. Ensuite, le même conduit peut être utilisé pour la distribution de l'acide sulfurique. En option, une ligne distincte peut être mise en place pour incorporer de l'acide sulfurique au même endroit [13].

II.3.3 Les filières conventionnelles de prétraitement :

Le prétraitement des eaux destinées au dessalement ou à toute autre forme de potabilisation est primordial pour garantir la pérennité et l'efficacité des systèmes de traitement en aval, notamment les membranes d'osmose inverse. La filière conventionnelle s'appuie en premier lieu sur des étapes physiques de séparation et de filtration destinées à éliminer les matières en suspension, les débris et les particules plus ou moins fines qui pourraient provoquer un colmatage ou un encrassement prématuré. Ces étapes doivent être dimensionnées et conçues en fonction de la nature de l'eau brute, du débit traité, et de la qualité d'eau exigée.

II.3.3.1 Séparation physique :**II.3.3.1.1 Grilles à barreaux grossiers :**

Les grilles à barreaux grossiers ont en général un espacement entre les barreaux de 50 à 150 mm (2 à 6 pouces), leur but étant de retenir les débris volumineux et les êtres aquatiques à l'entrée de la station. Concernant les prises d'eau en mer, les écrans sont mis en place sur la tour verticale de l'équipement de prélèvement.

Le passage du débit de conception pour des écrans propres est habituellement effectué à une vitesse de 0,10 m/s (0,33 pieds/seconde). On opte pour cette rapidité de conception non seulement pour minimiser l'effet sur les organismes aquatiques, mais aussi pour tenir compte de la diminution de la surface de passage causée par la prolifération de mollusques et l'accumulation de débris sur les barreaux grossiers. Habituellement, les barreaux d'écran sont conçus à partir d'acier super duplex ou d'alliages cuivre-nickel (ces derniers étant privilégiés) afin d'empêcher l'expansion marine. L'accumulation de mollusques sur les écrans peut diminuer l'espace libre entre les barreaux de plus de 50 %. Ainsi, un nettoyage manuel des barreaux doit être effectué tous les quelques ans, sinon la vitesse de passage à travers l'écran peut augmenter de 0,10 m/s à entre 0,12 et 0,15 m/s (0,40 à 0,50 pieds/seconde) dans l'année ou deux ans suivant l'installation (nettoyage).

Les écrans posés au sol sont souvent dotés d'un système de balayage automatisé, qui retire régulièrement les débris accumulés et assure que l'espace entre les barreaux reste presque constant en termes de vitesse de passage au fil du temps. Ainsi, la rapidité de transition lors de la conception de ces écrans est supérieure à celle des écrans grossiers des tours d'admission ouvertes, variant entre 0,12 et 0,15 m/s. Pour réduire l'impact sur les organismes aquatiques, il est crucial de maintenir la vitesse de traversée de l'écran en dessous de 0,15 m/s (0,5 pieds/seconde) à tout moment [14].

II.3.3.1.2 Tamis mécaniques fins :

On distingue trois catégories de tamis fins.

Filtres rotatifs :

Les filtres rotatifs sont des tamis autonettoyants à mailles fines (3–10 mm), installés en aval des grilles grossières. Grâce à leur rotation et à un nettoyage par jets d'eau sous pression comme montre dans la figure.



Figure II. 2 : Cribles grossiers de prise à terre

Ils assurent une filtration continue et protègent efficacement les pompes d'admission.

Tamis à bande :

Les tamis à bande utilisent des panneaux filtrants mobiles retenant les particules en suspension. Leur fonctionnement repose sur un cycle automatique de nettoyage déclenché par la perte de charge (Figure 2).

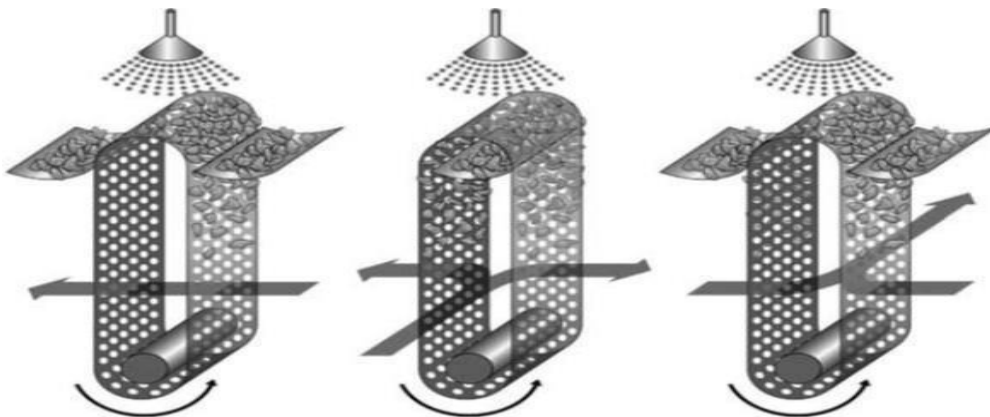


Figure II. 3 : Modèles de tamis à flux traversant, à flux central et à double flux (de gauche à droite)

Offrant une efficacité de 50 à 60 % de surface utile et adaptés aux usines de capacité moyenne [14].

Tamis en forme de tambour :

Les tamis à tambour, largement utilisés dans les grandes stations de dessalement, se présentent sous forme cylindrique rotative.

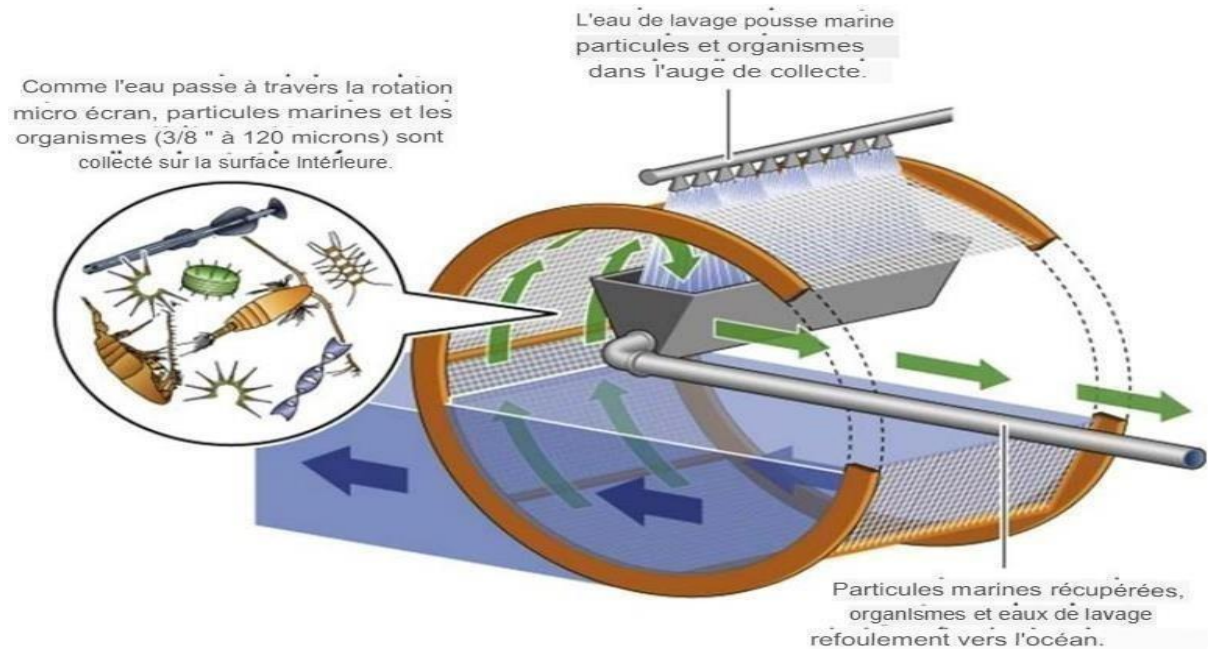


Figure II. 4 : Tamis en tambour

Ils offrent une haute capacité de traitement (jusqu'à 3 millions m³/j), une faible perte de charge et une bonne résistance aux fortes charges solides, notamment lors d'essaims de méduses [14].

Critère de choix d'un tamis fin :

Le choix d'un tamis dépend principalement de la taille de maillage, du débit de l'installation, de la charge solide attendue et des contraintes hydrauliques. Des critères économiques et de maintenance influencent également la décision, en orientant vers des tamis rotatifs pour usine faible à moyenne capacité et des tamis à bande pour les usines de taille moyenne et vers des tamis à tambour pour les grandes capacités de dessalement [14].

II.3.4 Conditionnement physico-chimique de l'eau :

II.3.4.1 Procédé de coagulation floculation :

L'un des problèmes majeurs posés par le traitement des eaux, réside dans l'élimination des particules, minérales ou organiques, qui sont à l'origine de la turbidité et de la couleur de ces eaux. En effet, étant donné :

- ✓ L'extrême petitesse des particules concernées,
- ✓ Leur caractère en général colloïdal,
- ✓ La vitesse de décantation de ces éléments indésirables est très faible, sinon nulle.

La décantabilité étant directement liée à la taille des particules, plus les particules seront volumineuses, plus leur décantation sera aisée. L'objectif de la coagulation/floculation est

d'obtenir à partir d'éléments individualisés dont la taille ne permet pas qu'ils décantent convenablement, des agrégats de plus en plus volumineux, dont le terme ultime est un "floc" facilement décantable.

II.3.4.2 Décantation :

La décantation est un procédé physique fondamental dans le traitement de l'eau qui consiste à séparer les particules solides en suspension dans un liquide par effet de la gravité. Sous l'action de leur poids, les particules plus lourdes que le liquide environnant se déposent lentement au fond du récipient ou du bassin, permettant ainsi d'obtenir une phase liquide clarifiée en surface.

En pratique, la décantation retire les matières en suspension (comme les sédiments, la boue ou les débris organiques) en les regroupant au fond sous forme de sédiments ou de boues. La phase liquide débarrassée de ses impuretés peut alors être récupérée en surface pour être traitée ultérieurement ou utilisée.

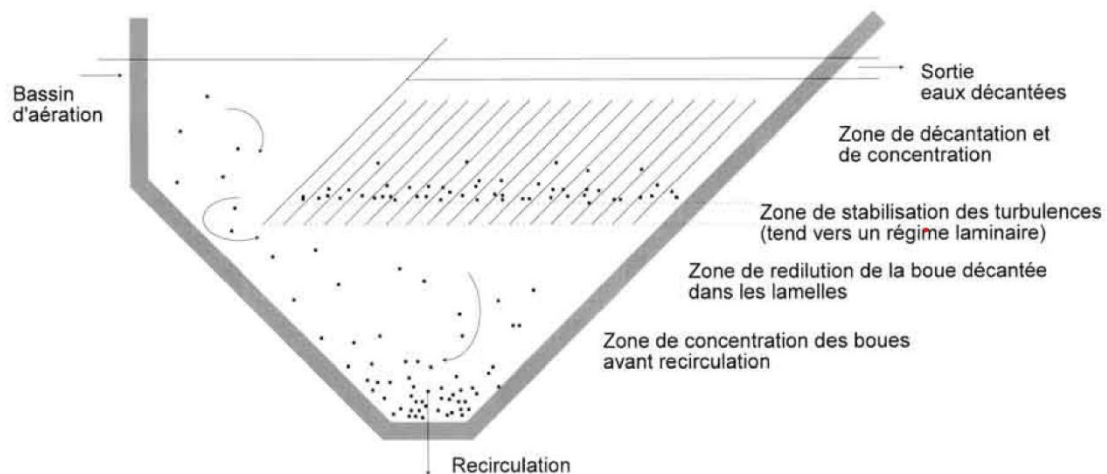


Figure II. 5 : Description de décanteur lamellaire

Ce procédé est très utilisé dans les stations d'épuration, les usines de traitement d'eau potable, ainsi que dans le prétraitement des eaux de mer pour le dessalement. Il est simple, naturel, peu coûteux en énergie (fonctionnant « gratuitement » par gravité) et permet d'améliorer significativement la qualité de l'eau avant les étapes plus complexes comme la filtration fine ou l'osmose inverse.

Techniquement, la décantation s'appuie sur la différence de densité entre les particules en suspension et le liquide, ainsi que sur des paramètres physiques comme la viscosité du fluide. La vitesse de décantation peut être modélisée par la loi de Stokes, en fonction de la taille des particules, leur densité et la viscosité du liquide [15].

II.3.4.3 Filtration granulaire :

La filtration sur milieu granulaire, appelée aussi filtration conventionnelle, constitue l'un des procédés de prétraitement les plus courants dans les usines de dessalement par osmose inverse. Elle repose sur le passage de l'eau à travers une ou plusieurs couches de matériaux granulaires tels que l'anthracite, le sable ou le grenat. Les filtres rapides à double milieu (anthracite-sable) sont généralement employés en une seule étape voire la Figure (6).

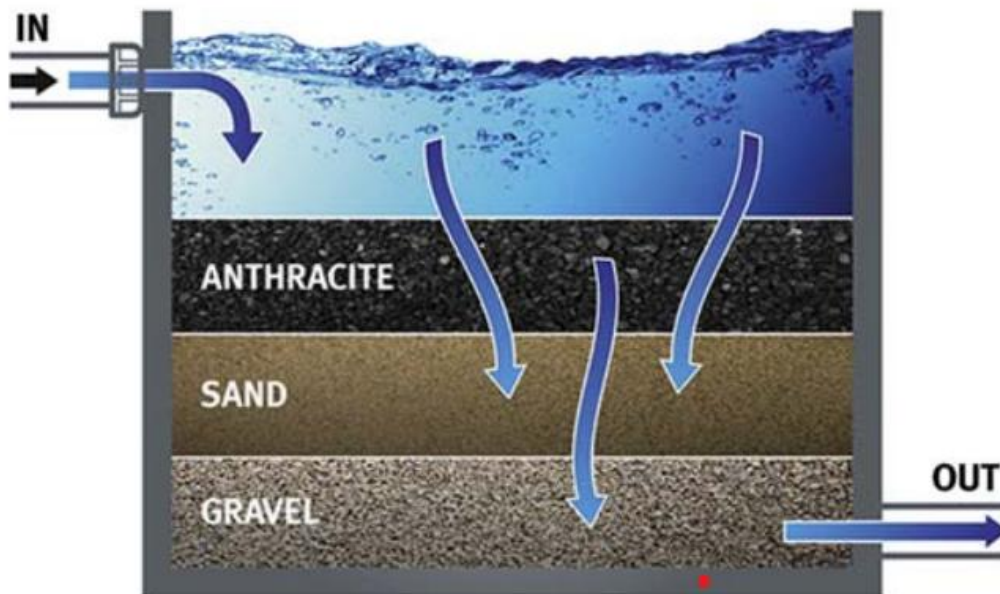


Figure II. 6 : Configuration typique d'un filtre à double média à un étage

Toutefois, pour des eaux fortement chargées en matières organiques ($COT > 6 \text{ mg/L}$) et en matières en suspension ($turbidité > 20 \text{ NTU}$), une filtration en deux étapes est privilégiée : la première pour éliminer les solides grossiers et les matières organiques en suspension, la seconde pour retenir les particules fines et réduire partiellement les matières organiques solubles via biofiltration. Ces systèmes visent à garantir une qualité d'eau adéquate afin de protéger les membranes d'osmose inverse contre les dommages, la perte de performance et la maintenance excessive.

II.3.4.3.1 Procédure de lavage à contre-courant :

Le lavage à contre-courant constitue une opération essentielle dans le maintien des performances des filtres à lit granulaire. Ce procédé consiste à injecter de l'eau propre, généralement depuis la partie basse du filtre, vers le haut, afin de provoquer l'expansion du lit filtrant et d'éliminer les particules accumulées entre les grains. Ce nettoyage permet de restaurer la porosité initiale du média et de réduire les pertes de charge.

La fréquence de lavage dépend de plusieurs facteurs, notamment de la qualité de l'eau brute, de la charge en matières en suspension (MES), ainsi que de la perte de charge admissible dans l'installation.

En exploitation standard, un lavage est généralement effectué toutes les 24 à 72 heures, mais cette fréquence peut être ajustée en fonction de l'encrassement observé.

Le dimensionnement du lavage est crucial pour garantir une efficacité optimale tout en évitant une dispersion excessive du média filtrant. Le débit de lavage recommandé se situe généralement entre 15 et 25 m/h, avec une durée variant de 15 à 30 minutes selon le type de média et la conception du filtre.

L'efficacité du lavage est évaluée par la capacité du filtre à retrouver son débit initial de filtration et à réduire la perte de charge accumulée. Une procédure bien conduite permet généralement de récupérer plus de 90 % de la capacité de filtration initiale, prolongeant ainsi la durée de vie du média et assurant la stabilité du procédé de traitement [16].

II.3.4.3.2 Configuration des cellules de filtration et optimisation hydraulique :

Les filtres granulaires sont généralement agencés en cellules de filtration distinctes, configurées en parallèle ou en parallèle-série afin de répondre aux exigences de fonctionnement continu, de maintenance, et de lavage à contre-courant. Cette configuration modulaire permet de réaliser des lavages séquentiels sans interrompre le traitement global de l'eau. Chaque cellule de filtration doit être dimensionnée de manière à optimiser plusieurs paramètres : le temps de contact, le débit unitaire, la perte de charge admissible, ainsi que la qualité du filtrat.

L'optimisation hydraulique constitue un enjeu majeur dans la conception de ces filtres. Elle vise à assurer une répartition uniforme de l'eau à travers le lit filtrant, à minimiser les pertes de charge, et à éviter la formation de zones mortes ou de voies préférentielles, qui peuvent compromettre l'efficacité du traitement. De plus, un bon traitement facilite les opérations de lavage et améliore la longévité du média filtrant.

Pour atteindre ces objectifs, plusieurs techniques d'ingénierie sont mises en œuvre : l'installation de cloisonnements internes, l'utilisation de répartiteurs d'écoulement en entrée et en sortie, ainsi que l'ajustement des géométries des canaux et chambres de distribution [17].

II.3.4.3.3 Nature et choix du média filtrant pour une efficacité maximale :

Le média filtrant est généralement constitué de sable siliceux, anthracite, zéolithes ou autres matériaux cumulatifs. Le choix se base sur :

- **Granulométrie** : granulométrie optimale autour de 0,5-1,2 mm pour assurer une bonne filtration sans perte excessive de débit.
- **Densité et forme** : grains anguleux favorisent la formation d'un lit plus poreux, tandis que grains ronds assurent une meilleure perméabilité.
- **Durabilité** : résistance à l'abrasion et au lavage.
- **Nature chimique** : inertie pour ne pas altérer la qualité d'eau.

Les filtres bicouches combinant anthracite et sable (fin) sont souvent préférés pour retenir efficacement une gamme étendue de particules et améliorer la longévité du filtre [18].

II.3.4.3.4 Structure du lit filtrant et systèmes de drainage associés :

Le lit filtrant repose sur une colonne de média (sable, anthracite) entouré d'un système de drainage en fond de filtre. Ce système comprend :

- Dispositif drainage à couches multiples (caillebotis, gravillons de calibrage) pour soutenir la charge filtrante,
- Tuyaux collecteurs perforés pour assurer un écoulement uniforme de l'eau traitée,
- Système anti-flottation du média (toiles filtrantes, grilles).

Cette structure doit permettre un passage efficace de l'eau tout en maintenant la stabilité mécanique du lit pendant le lavage et la filtration, minimisant la possibilité d'érosion ou de déplacement des grains [18].

II.3.4.3.5 Filtres monocouche et bicouche :

- **Filtres monocouche** (généralement sable unique) : simplicité, coût réduit, adaptée aux eaux peu chargées avec turbidité modérée ; limitation dans la rétention efficace des fines particules.
- **Filtres bicouches** (généralement anthracite + sable) : meilleures performances pour les eaux turbides, capacité à retenir un large spectre de particules, meilleure durée avant lavage, réduction de la perte de charge.

L'utilisation dépend de la qualité initiale de l'eau, notamment turbidité, charge.

II.3.4.3.6 Évaluation de la performance d'un filtre granulaire en exploitation réelle :

L'évaluation repose sur :

- Mesure de la turbidité en entrée et sortie, perte de charge à travers le filtre, flux volumétrique, fréquence et efficacité du lavage, analyses microbiologiques post-filtration.
- Suivi des paramètres opérationnels (vitesse de filtration, durée, qualité d'eau).
- Gestion des incidents (colmatage, développement biologique).

Une évaluation régulière est indispensable pour adapter la cadence des lavages et assurer la pérennité de la qualité de filtration.

II.3.5 Les procédés membranaires :**II.3.5.1 Microfiltration (MF) :**

L'utilisation d'un tel procédé a été nécessaire pour assurer une eau potable sûre du point de vue bactériologique dans les villes allemandes bombardées durant la Deuxième guerre mondiale. Les membranes de MF utilisées dans le domaine de l'eau potable sont capables de retenir des particules plus grandes que $0,1\mu\text{m}$. Ces membranes permettent donc de retenir en bonne partie des particules à l'origine de la turbidité. L'utilisation principale de la MF reste la clarification c'est-à-dire l'enlèvement des particules en suspension. La pression d'opération en MF est relativement basse ($< 350\text{ kPa}$) et les flux de perméation sont élevés (10^{-2} à 10^{-4} m/s) [19].

Repose sur des membranes ayant des pores d'environ $0,1$ à 10 microns, capables d'éliminer principalement les solides en suspension, certaines bactéries et graines d'algues. Ce procédé est efficace pour la clarification initiale de l'eau, la réduction de la turbidité, mais laisse passer une part plus importante de colloïdes et virus.

II.3.5.2 Ultrafiltration (UF) :

L'ultrafiltration est devenue une technique très en vogue ces dernières années du fait de la mise au point de membranes performantes et résistantes du point de vue chimique, thermique et mécanique [20].

L'ultrafiltration permet un transfert de matière, à travers une membrane microporeuse, sous l'effet d'un gradient de pression. Elle se différencie de la filtration et de la microfiltration par la taille des particules retenues de $0,001$ à $0,1\mu\text{m}$ (de 1 à 100nm) [21].

Son principe est de séparer un fluide contenant des macromolécules en deux effluents (figure)

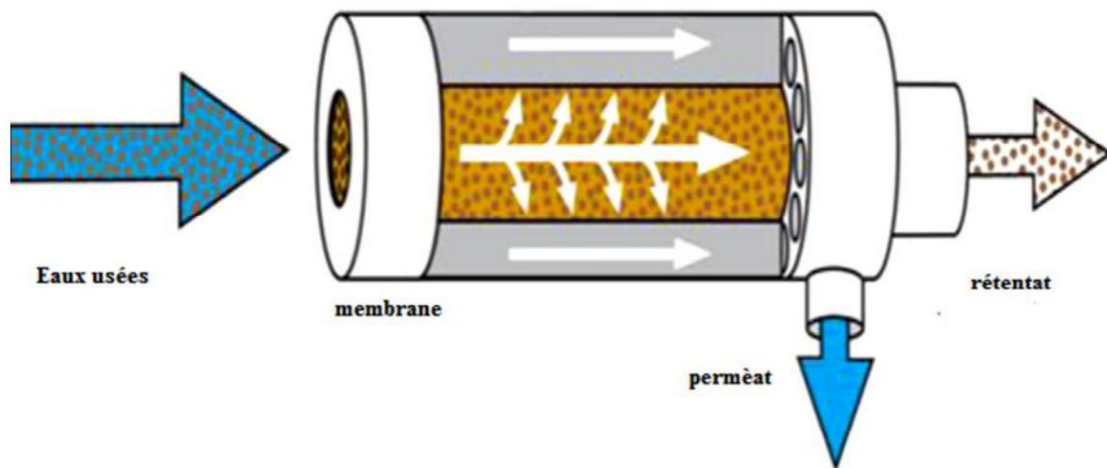


Figure II. 7 : Principe de fonctionnement de la séparation membranaire L'ultrafiltration, TP
3eme année chimie CAP, 2015

- ✓ Un effluent enrichi en macromolécules : le retentât,
- ✓ Un effluent appauvri en celles-ci : le perméat.

Les procédés membranaires UF/MF offrent une alternative ou complément à la filtration granulaire classique, avec un impact en termes de réduction des agents pathogènes, amélioration de la qualité physique et chimique en une seule étape, et sans nécessité d'ajout de produits chimiques.

II.3.5.3 Types de membranes pour le traitement préalable de l'eau de mer :

Le choix des membranes UF et MF pour le traitement préalable de l'eau de mer dépend de plusieurs critères :

- **Type de membrane :**
 - Membranes en fibres creuses, membranes tubulaires, membranes plates où spirales, chacune ayant des caractéristiques propres en termes d'aire filtrante, densité de packing, et facilité de nettoyage.
 - Les membranes en fibres creuses sont très répandues pour l'ultrafiltration, permettant un bon équilibre entre performance et compacité.
- **Techniques alternatives :**

Bien que l'ultrafiltration (UF) et la microfiltration (MF) soient considérées comme des références dans le prétraitement de l'eau de mer, il existe des techniques alternatives offrant des performances comparables. La nanofiltration (NF), intermédiaire entre l'UF et l'osmose

inverse, permet une élimination sélective des sels multivalents et de la matière organique avec une consommation énergétique réduite. Les membranes céramiques représentent quant à elles une alternative robuste grâce à leur résistance chimique et thermique, tout en assurant une efficacité similaire à l'UF. Le choix de la technologie la plus appropriée dépend ainsi de la qualité de l'eau brute, des objectifs du traitement, des contraintes économiques et de la durabilité recherchée.

Conclusion :

La régularité de la surveillance, l'analyse des données en continu et l'entretien adéquat des infrastructures jouent un rôle clé dans la maintenance des performances du prétraitement. Ainsi, une intégration harmonieuse de ces procédés assure la protection des membranes, optimise la consommation énergétique et prolonge la durée de vie des équipements, garantissant une production d'eau dessalée de haute qualité et durable.

Chapitre III :

Coagulation

Floculation

Introduction :

Le dessalement de l'eau de mer est un processus critique pour répondre aux besoins en eau potable dans les régions arides. Parmi les étapes clés de ce processus, la coagulation- flocculation joue un rôle primordial dans l'élimination des particules en suspension, des matières organiques et des micro-organismes. Ce chapitre examine les différents types de coagulants flocculants employés, en mettant l'accent sur leurs mécanismes d'action, leur efficacité et leurs limites dans le contexte spécifique de l'eau de mer.

III.1 Coagulation flocculation :

Le traitement par coagulation et flocculation est une méthode permettant d'agréger des particules fines et des colloïdes dispersés de manière stable dans l'eau et de former de gros floccs facilement séparables de l'eau par décantation, flottation, etc.

Les sels ferriques et les sels d'aluminium sont généralement utilisés comme coagulants. Des polymères synthétiques à haut poids moléculaire sont utilisés comme flocculants. Les coagulants neutralisent les charges électriques de surface des particules et perturbent leur dispersion stable dans l'eau.

Les flocculants se combinent aux particules neutralisées et forment de gros floccs. Des flotteurs, des filtres, etc. sont utilisés pour séparer ces floccs de l'eau [22].

III.2 Les particules colloïdales :

La très grande majorité des eaux naturelles et en particulier celle des eaux de surface, contient des impuretés qui affectent leur apparence et peuvent avoir des effets néfastes sur le consommateur et les installations de traitement des eaux. Ces impuretés (solides) peuvent être grossièrement classés comme suit :

- Impuretés dissoutes (sels minéraux dissous, molécules organiques ...),
- Colloïdes,
- Solides en suspension.

En fait, cette classification recouvre celle de la taille des particules concernées, intuitivement, on saisit que les particules les plus difficiles à éliminer sont les plus fines. A cette notion de dimension, s'ajoutent deux autres encore plus importantes qui sont celles du rapport surface/volume des particules colloïdales qui leur confère des propriétés d'adsorption très prononcées, et celle de leur charge électrique de surface.

Cette charge peut provenir :

- De la dissociation de groupes ionisables appartenant au colloïde lui-même,
- De l'adsorption d'ions contenus dans la solution,
- D'une substitution isomorphique (remplacement dans un réseau macromoléculaire d'un atome par un autre atome de valence différente), c'est le cas général des argiles.

Les particules colloïdales sont caractérisées par deux points essentiels :

- D'une part, elles ont un diamètre très faible (de 1 nm à 1 μ m)
- D'autre part, elles ont la particularité d'être chargées électronégativement, engendrant des forces de répulsions intercolloïdales.

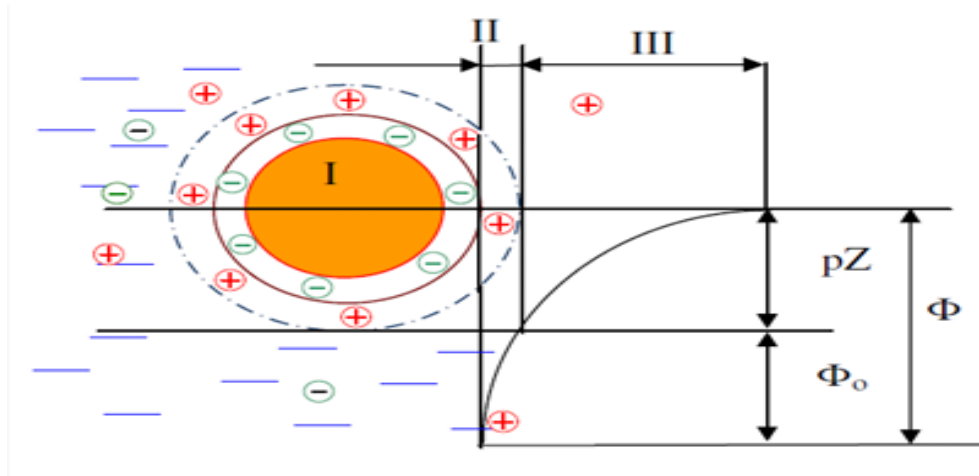
Ces deux points confèrent aux colloïdes une vitesse de sédimentation extrêmement faible (que l'on peut même considérer comme nulle dans le cadre du traitement de l'eau).

Les particules en suspension dans une eau de surface proviennent de l'érosion du sol, de la dissolution de substances minérales et de la décomposition de matière organique incluant les restes de micro-organismes marins tels que le phytoplancton et les bactéries, ainsi que des excréments biologiques (protéines, polysaccharides et autres substances mucilagineuses sécrétées par les organismes marins). A cet apport naturel, s'ajoutent les eaux d'égout domestiques, industriels ou agricoles.

En général, la turbidité est causée par des particules de matière inorganique, alors que la couleur est imputable aux particules de matière organique et aux hydroxydes de métaux [23].

III.2.1 Structure des particules colloïdales :

Les particules colloïdales sont des particules stables généralement chargées négativement à leurs surfaces, créant ainsi un champ électrique, qui attire des charges positives de la solution. La couche de charges positives qui se crée autour de la particule colloïdale est désignée comme la couche de STERN ou la couche fixe, tandis que les anions, accompagnés de quelques cations, constituent une seconde couche plus éparse d'où son appellation, également connue sous le nom de la couche de GOUY. Les deux couches de STERN et de GOUY constituent la double couche, avec le potentiel de NERNST faisant office de gradient électrostatique entre ces dernières. Dans la couche fixe, ce potentiel diminue de façon linéaire (les cations y sont dispersés de manière uniforme) tandis que dans la couche diffuse, il se réduit de manière non linéaire (les anions et les cations y sont répartis aléatoirement).



I - Particule colloïdale

II - Couche fixe (STERN)

III- Couche diffuse de (Gouy)

Φ : Potentiel total à l'interface

Φ_o : Potentiel différentiel dans la couche adsorbée

pz : Potentiel ZETA

Figure III. 1 : Représentation d'une particule colloïdale

Sur la couche de STERN, on observe généralement un potentiel ZETA négatif dans les eaux naturelles. Ce potentiel est à l'origine de la répulsion entre les colloïdes qui empêche leur agglomération et garantit leur stabilité [24].

III.3 La coagulation :

III.3.1 Principe :

L'objectif de la coagulation est de déstabiliser les particules colloïdales afin de leur permettre de se rapprocher entre elles. Deux types de forces naturellement présentes sont en concurrence lors du phénomène de coagulation (Figure 1) :

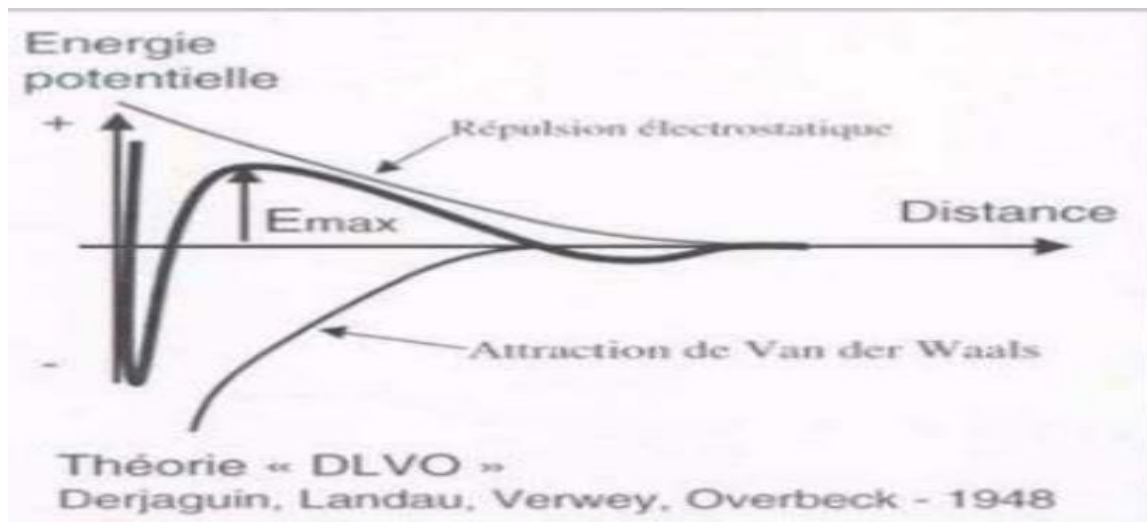


Figure III. 2 : Schéma de principe de l'énergie d'attraction/répulsion entre deux particules
Les forces d'attraction de Van Der Waals tendent à rapprocher les objets entre eux.

- Les forces de répulsion électrostatiques tendent au contraire à les éloigner.

L'intensité de chacune de ces forces dépend alors de la distance entre les particules et la résultante des deux définit s'il y a attraction ou répulsion [25]. Les forces de répulsions des particules de même signe créent néanmoins une barrière énergétique qui ne peut quasiment jamais être franchie naturellement par les colloïdes.

Pour qu'une coagulation puisse avoir lieu, deux possibilités existent : donner une énergie cinétique suffisante aux particules pour surpasser les forces de répulsion et passer cette barrière, ou bien déstabiliser le milieu pour abaisser la barrière énergétique en diminuant les forces électrostatiques et rendre nul le potentiel zêta. Dans la pratique, les deux phénomènes sont exploités [22].

III.3.2 Réactifs utilisés dans coagulation :

L'efficacité de la coagulation dépend, d'abord du coagulant utilisé, les principaux coagulants utilisés dans le procédé [22] :

Tableau III. 1 : Les principaux coagulants utilisés

Type	Coagulant	Les avantages	Les inconvénients
Coagulant inorganique	Sulfate d'Aluminium (Alun) $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18 \text{ H}_2\text{O}$	-Efficace pour la clarification de l'eau. - Coût relativement bas.	-Moins efficace en eau de mer à haute salinité. - Relargage possible d'aluminium résiduel.
Coagulant inorganique	Chlorure Ferrique (FeCl_3) $\text{FeCl}_3, 6 \text{ H}_2\text{O}$	- Moins sensible à la salinité. - Floccs denses et résistants, sédimentation rapide.	- Peut colorer l'eau en jaune brun.
Coagulant inorganique	Sulfate Ferrique $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3, 9 \text{ H}_2\text{O}$	- Efficace pour éliminer les matières organiques dissoutes. - Bonne stabilité en milieu alcalin.	-Coût légèrement supérieur au chlorure ferrique.
Coagulant inorganique	Polychlorure d'Aluminium (PAC)	-Activité coagulante sur un large spectre de pH (5 à 9). - Réduction de la turbidité jusqu'à 98%.	-formation de résidus d'aluminium -Coût potentiellement élevé
Naturel Et durable	Moringa oleifera	- Biologique et non toxique. - Réduction de 90 % de la turbidité en eau douce.	-Efficacité limitée en eau de mer à cause de la compétition ionique. Et coût élevé
Coagulant organique	Chitosane	-Élimination efficace des matières organiques et métaux lourds. - Forme des complexes stables.	-Coût potentiel élevé et disponibilité variable.
Méthode émergente	Électrocoagulation	-Pas d'addition de produits chimiques externes. - Réduction significative du COD et de l'absorbance UV	- Inefficace pour réduire la dureté de l'eau.

Les coagulants organiques présentent d'excellentes capacités de neutralisation de charge, mais forment rarement des floccs par eux-mêmes. En général, l'utilisation combinée de coagulants organiques et de coagulants inorganiques permet d'obtenir un meilleur effet coagulant [22].

III.3.3 Choix du coagulant :

Les principaux critères pour choisir le coagulant idéal [26]:

- Température de l'eau.
- Caractéristiques des eaux brutes.
- Paramètres physico-chimiques à inclure ou éliminer prioritairement.
- Gestion de l'exploitation (stocks, automatisme, etc.).
- Coût du produit.
- Choix imposé ou considération esthétique.

Tableau III. 2 : Les propriétés principales des coagulants les plus utilisés [27].

Nom	Quantité (g/m ³)	Remarques
Sulfate d'Aluminium	• 10 à 100 pour les eaux de surface ; • 50 à 300 pour les eaux résiduaires • 10 à 100 pour les eaux de mer	• Obtention d'une eau de très faible turbidité, • Poudre irritante, corrode les métaux ferreux.
Aluminate de Sodium	• 5 à 50 pour les eaux de surface et de mer	• Irritant pour les yeux et les muqueuses, • Corrode les métaux ferreux.
Chlorure ferrique	• 5 à 150 pour les eaux de surface et de mer • 50 à 300 pour les eaux résiduaires.	• Pour les eaux chargées en matière organique : oxydant corrosif, dissolution exothermique.
Sulfate ferrique	• 10 à 250 pour les eaux de surface et de mer	• Oxydant corrosif ; • Produit tachant
Sulfate ferreux	• 5 à 150 pour les eaux de surface et de mer • 100 à 400 pour les eaux résiduaires.	• Corrode les métaux ferreux, • Produit tachant • Conservation à T > 10°C

III.3.4 Propriétés du chlorure ferrique hydraté favorisant son efficacité en coagulation :

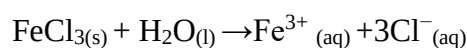
Le coagulant le plus utilisée dans l'usine de dessalement corso est Le chlorure ferrique hydraté ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) est largement utilisé comme coagulant dans le traitement de l'eau, notamment pour l'élimination des matières en suspension et des colloïdes. Son efficacité repose sur plusieurs propriétés physico-chimiques spécifiques :

- Le chlorure ferrique hydraté se dissout rapidement dans l'eau, formant une solution homogène qui facilite son injection et son dosage précis.
- En libérant des ions Fe^{3+} en solution, il neutralise efficacement les charges négatives des particules colloïdales, favorisant leur agglomération en flocs plus lourds.
- Les flocs produits sont compacts et lourds, améliorant ainsi la sédimentation et la clarification de l'eau car Les flocs de FeCl_3 en eau de mer sont souvent plus compacts que ceux obtenus en eau douce, car les ions divalents (Ca^{2+} , Mg^{2+}) et la salinité élevée favorisent le resserrement des agrégats.
- Le chlorure ferrique reste efficace dans une plage de pH de 7 à 8, ce qui le rend adapté à divers types d'eaux brutes.
- La réaction avec les particules en suspension est quasi instantanée, permettant un traitement efficace même à des débits élevés.
- En plus de réduire la turbidité, le $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ élimine certains métaux lourds et phosphates, et peut atténuer la couleur de l'eau.
- Sous forme hydratée, il est stable, non volatil et moins corrosif que la forme anhydre, facilitant son stockage et sa manipulation.
- Bien que le fer soit un élément nutritif essentiel, des concentrations élevées peuvent entraîner des effets indésirables, tels qu'un goût métallique, des taches sur les tissus et équipements, et la formation de précipités dans les conduites et les installations [28].

III.3.4.1 Dissolution et Hydrolyse de FeCl_3 en Milieu Marin :

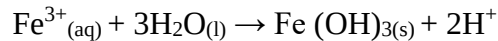
1. Dissolution initiale :

Lors de l'injection du chlorure ferrique (FeCl_3) dans l'eau de mer, le sel se dissout rapidement pour libérer des ions ferriques et chlorure



2. Hydrolyse des ions ferriques :

Une fois en solution, les ions ferriques Fe^{3+} subissent une hydrolyse rapide en fonction du pH alcalin (7–8) :



L'espèce prédominante et insoluble est l'hydroxyde ferrique amorphe $\text{Fe}(\text{OH})_{3(\text{s})}$, qui précipite sous forme de floccs efficaces pour piéger les colloïdes et une partie de la matière organique dissoute.

Le solide amorphe ainsi formé présente une surface spécifique importante, permettant l'adsorption de particules en suspension, de matières organiques dissoutes et de certains anions tels que les phosphates. Ce phénomène constitue le mécanisme central de la coagulation-flocculation, utilisé dans le prétraitement de l'eau de mer destinée au dessalement [29].

III.3.5 Mécanismes de coagulation :

On distingue, en général, 4 mécanismes de coagulation :

III.3.5.1 Electrostatique :

Ce mécanisme compresse le nuage ionique autour des particules et réduit en valeur absolue le potentiel zêta.

III.3.5.2 Réaction chimique :

Une coagulation par réaction chimique permet de former des produits insolubles ou faiblement solubles en faisant réagir coagulant et colloïdes, c'est un mécanisme très dépendant du pH. Les sels métalliques présentent l'avantage d'être le plus souvent sous forme d'hydroxydes précipités (selon l'alcalinité du milieu) à grande surface spécifique favorisant l'adsorption des particules [30].

III.3.5.3 Coagulation par entrainement :

Les particules déjà agglomérées vont entrainer des plus petites particules et provoquer une coagulation. Ce phénomène apparaît principalement lors de la sédimentation des floccs formés. C'est un phénomène très dépendant du réactif utilisé [31].

III.3.6 Paramètres physico-chimiques influençant la coagulation :

III.3.6.1 La dose de coagulant :

La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte. Le coagulant qui est habituellement fortement acide a tendance à abaisser le pH de l'eau. Pour se placer au pH optimal, il est possible d'ajouter un acide ou une base. Une dose de coagulant excessive entraîne une restalinisation des particules et augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. La quantité de réactifs ne peut se déterminer facilement. (Figure 3)

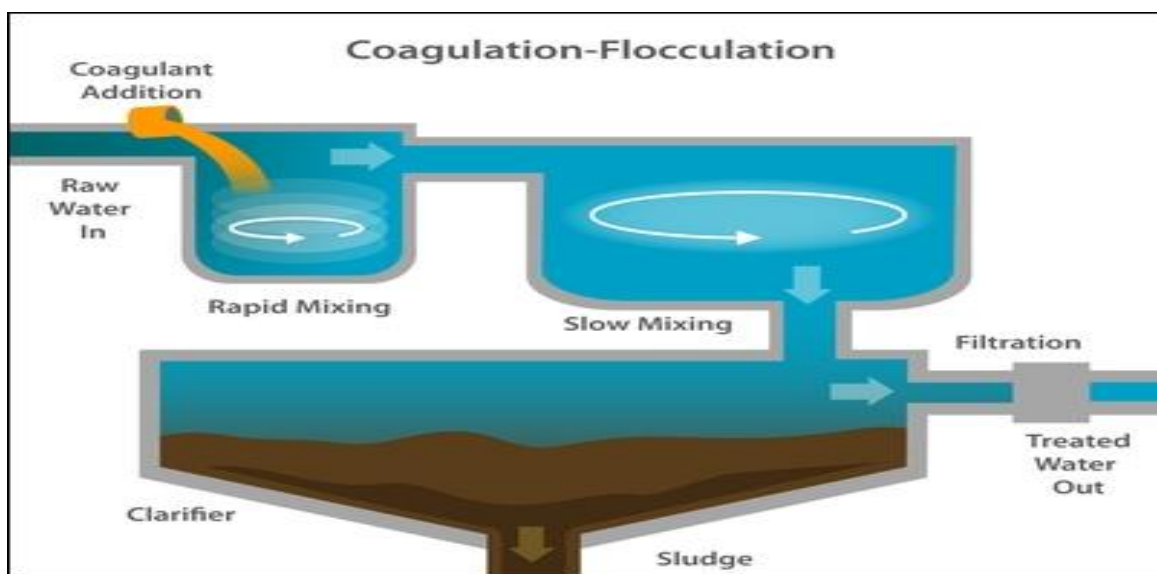


Figure III. 3 : Représentation schématique d'un bassin de coagulation-bassin de floculation-décanteur

Pratiquement, la dose optimale de coagulant peut être déterminée soit par l'emploi de la mesure du potentiel zêta (nécessite un matériel très coûteux), soit par un test au laboratoire, connu sous le nom de "Jar-Test" [22].

III.3.6.2 PH :

L'efficacité de la coagulation dépend fortement du pH de l'eau. Chaque coagulant inorganique possède une plage de pH optimale correspondant à la précipitation stable de l'ion métallique sous forme d'hydroxyde. Par exemple, l'aluminium précipite majoritairement sous forme d'hydroxyde entre pH 5,0 et 7,5 ; la plage optimale de l'alun ou du PAC se situe donc dans ce même intervalle. Ainsi, la neutralisation des charges électriques et la formation de flocs

d'hydroxyde métallique constituent deux mécanismes essentiels pour améliorer la coagulation des particules

III.3.6.3 Force d'agitation et temps de rétention :

Une forte agitation est nécessaire pour augmenter la fréquence à laquelle les coagulants rencontrent les particules en suspension afin de neutraliser leurs charges électriques.

L'agitation accélère également la formation de floccs en percutant les particules neutralisées. En général, la probabilité que les particules neutralisées entrent en collision et se combinent pour former Le micro flocc est proportionnel à la concentration en MES. Par conséquent, lorsque la concentration en MES est faible, le temps de rétention doit être prolongé. Si l'eau à traiter contient des particules émulsifiantes stables, etc., la force d'agitation et le temps de rétention doivent être renforcés et prolongés [22].

Tableau III. 3 : Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de Stokes
(Dégriment, 1978)

	Type de particule	Diamètre de Particule (mm)	Temps de décantation pour 1 m d'eau
MES	Gravier	10	1 sec
	Sable	1	10 sec
	Sable fin	10^{-1}	2 min
	Limon	10^{-2}	2 h
Particules Colloïdes	Kyste de protozoaire	10^{-2}	20 h
	Argile	10^{-3}	2 jrs
	Bactérie	10^{-3}	8 jrs
	Colloïde	10^{-4}	2 ans
		10^{-5}	20 ans

III.3.6.4 Ordre d'injection des produits chimiques :

Les produits chimiques utilisés pour la coagulation et la floculation doivent être injectés dans l'eau dans l'ordre suivant : coagulant inorganique, agent de contrôle du pH (alcalin) et floculant polymère.

L'ajout d'alcalin avant le coagulant peut dégrader sa capacité de neutralisation de la charge, car celui-ci se déposera sous forme d'hydroxyde métallique dans l'eau peu après l'injection [22].

III.3.6.5 La turbidité :

La turbidité est, elle aussi, un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant.

Quand la turbidité de l'eau est trop faible, on peut augmenter la concentration en particules par addition d'argiles. Dans le cas de fortes pluies, l'augmentation des MES favorise une meilleure décantation. Enfin, pour grossir et alourdir le floc, on ajoute un adjuvant de floculation [22].

III.3.7 Les techniques d'élimination de fer résiduelle :

Voici les solutions efficaces basées sur les techniques courantes :

1) Aération (Oxygénation) [32] :

- Injecter de l'air ou de l'oxygène dans l'eau brute au moyen d'un réservoir d'aération ou d'un dispositif d'injection d'air comprimé.
- L'oxygène dissous permet l'oxydation rapide du fer ferreux (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}), forme précipitable.
- Cette étape produit des floccs d'hydroxydes de fer insolubles qui peuvent ensuite être retenus par les filtres.

2) Filtre Spécialisé à Sable de Manganèse [33] :

- Utiliser un filtre à sable de manganèse qui contient du dioxyde de manganèse (MnO_2) en tant que média filtrant.
- Ce média catalyse la réaction d'oxydation des ions Fe^{2+} en Fe^{3+} sans ajout chimique supplémentaire.
- Le fer ferrique précipite ensuite en hydroxyde ferrique insoluble ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) et est retenu dans le filtre.

3) Ajustement du pH :

- Si nécessaire, ajuster le pH en le rendant légèrement alcalin (autour de 7,5 à 8,5) pour favoriser la précipitation des hydroxydes ferriques.
- Ce réglage évite la solubilité élevée du fer dans des pH acides.

4) Temps de Contact Suffisant :

- Installer des cuves de rétention ou des bassins d'oxydation pour que l'oxydation et la formation des floccs aient le temps de se produire avant la filtration.

5) Filtration Séquentielle :

- Commencer par un système de filtration sur sable de manganèse ou autre média catalytique avant d'arriver aux filtres à sable classiques et aux filtres à cartouche.
- Cette séquence garantit l'élimination maximale des précipités ferriques.

III.3.7.1 Méthode d'ajout de l'aération :

L'aération peut être introduite de différentes manières, selon la conception de l'installation [34] :

- **Aération par diffusion** : L'air est insufflé au fond du bassin via des diffuseurs, créant des bulles qui montent à travers l'eau et transfèrent l'oxygène.
- **Aération mécanique** : Des agitateurs de surface ou des turbines immergées brassent l'eau, favorisant le contact entre l'air et l'eau.
- **Flottation à Air Dissous (DAF)** : Bien que le DAF soit une étape de clarification qui suit la coagulation-floculation, il implique l'introduction d'air dissous sous pression. Cet air forme des microbulles qui adhèrent aux floccs et les font flotter à la surface pour être écrémés. Ce processus en lui-même contribue à une forme d'aération intense et est reconnu comme un prétraitement efficace pour les usines de dessalement, notamment pour éliminer les matières organiques, les algues et les particules qui ne se sédimentent pas facilement

D'après la littérature, l'aération par diffusion est l'une des techniques les plus couramment utilisées pour favoriser l'oxydation du fer dissous et améliorer la formation de floccs. Cette solution pourrait constituer une piste d'optimisation pertinente pour la station étudiée. Son applicabilité sera analysée dans la suite du travail, notamment lors de l'étape de dimensionnement.

III.4 La floculation :

L'objectif de la floculation est d'agglomérer les particules déjà coagulées pour faciliter la séparation liquide/solide qui suit. L'objectif est de réduire le nombre de micro floccs pour former des floccs facilement décantables (plusieurs mètres/heure) composés d'une grande quantité de micro floccs coagulés.

Les flocculants sont des polymères généralement de structure linéaire et de très haute masse molaire. Lorsqu'ils sont porteurs de groupements chimiques ionisés, ils sont chargés et sont appelés polyélectrolyte anioniques ou cationiques. Lorsqu'il n'est pas chargé, un polymère peut se replier sur lui-même à cause des forces intramoléculaires. Un avantage d'un polyélectrolyte (donc chargé) dans de l'eau est qu'il reste déplié et présente ainsi une extension maximale et donc une surface spécifique maximale, ce qui est favorable à une bonne flocculation [22].

On distingue 3 grandes catégories de flocculant [34] :

- **Polymère non ionogène** : le plus souvent des polyacrylamides, de haute masse molaire (15.106g/mol) et de charge neutre.
- **Polymères anioniques** : de masse molaire moyenne (5 à 10⁶ g/mol), comportant des groupes carboxyliques ou sulfoniques, chargés négativement.
- **Polymères cationiques** : de masse molaire plus faible (250 000 à 10⁶ g/mol), formés à partir de sels phosphonium ou sulfonium ou encore une base ammonium pouvant être sous forme d'amine ou sel quaternaire.

Il est important de noter que seuls les polymères cationiques peuvent avoir un double effet de coagulation et de flocculation puisqu'une neutralisation des charges se fait par la présence d'ions chargés positivement et leurs charges positives leur permet également de se lier directement aux colloïdes.

III.4.1 Paramètres physico-chimiques influençant la flocculation :

III.4.1.1 Effet de la dose de flocculant :

Dans le cas d'un flocculant chargé positivement, un sous-dosage ne suffit pas à atténuer les forces de répulsions (potentiel zêta non nul) ; au contraire, un surdosage va augmenter les forces de répulsion cette fois positives et éloigner de nouveau les particules entre elles (Cai et al. 2015). Si le flocculant n'est pas chargé, il est principalement efficace par son action de pontage, dans ce cas, un surdosage peut devenir efficace. Enfin, s'il est chargé négativement, une coagulation en amont est nécessaire pour qu'il puisse être actif et efficace.

III.4.1.2 Effet de la masse molaire :

La masse molaire a un effet direct sur l'activité de flocculation puisqu'elle est liée au phénomène de pontage : plus la masse molaire d'un flocculant est élevée, plus l'effet de pontage sera grand. Les polysaccharides ont des masses molaires généralement allant de 10⁴ à 10⁷ g/mol [35].

C'est le paramètre le plus déterminant dans l'efficacité d'un floculant.

III.4.1.3 Effet du PH initial :

les pH acides sont également favorables à la floculation car ils permettent d'avoir des sites actifs (groupements) cationisés ce qui favorise le phénomène de pontage et de neutralisation de charges [36].

III.4.1.4 Température :

La température joue un rôle relativement important dans la floculation péricinétique en augmentant la probabilité de rencontre des particules avec augmentation de la température, bien que ce mécanisme reste fortement minoritaire face à celui d'agitation.

III.4.1.5 Agitation :

L'agitation durant les phases de coagulation et de floculation est un paramètre important puisqu'elle joue sur les durées de chaque phase d'agitation (et donc les temps de séjour d'un procédé réel) et impacte la taille finale des floes formés. L'agitation est aussi importante d'un point de vue énergétique puisqu'elle représente le principal apport d'énergie à ce procédé.

III.5 Principe Fondamental de l'Essai de Jar Test :

Le Jar Test (ou essai en jarre) est une simulation à l'échelle du laboratoire du processus de coagulation-floculation d'une usine de traitement d'eau. Il permet de déterminer de manière empirique les conditions optimales de traitement en testant simultanément plusieurs scénarios.

L'appareil de Jar Test est constitué d'une série de béciers généralement voir figure (6) et d'un agitateur à plusieurs postes permettant de remuer le contenu de tous les béciers à la même vitesse.



Figure III. 4 : Le jar test

L'objectif est de trouver la dose de coagulant qui permet d'obtenir la meilleure qualité d'eau traitée (principalement la plus faible turbidité résiduelle) au coût le plus bas, tout en formant des floccs qui sédimentent bien [37].

III.5.1 Méthodologie Détaillée du Jar Test sur l'Eau de Mer :

Voici les étapes successives pour réaliser un Jar Test rigoureux :

1. Préparation

- Échantillonnage : Prélever un échantillon représentatif de l'eau de mer brute à traiter. La qualité de l'eau de mer peut varier selon les marées, les saisons ou les conditions météorologiques.
- Matériel :
 - Appareil de Jar Test avec au moins 6 postes.
 - Béchers de 1L ou 2L.
 - Solution mère de coagulant (ex : solution de FeCl_3 à 10 g/L).
 - Solutions pour ajustement du PH (ex : acide sulfurique H_2SO_4 ou soude NaOH dilués).
 - Pipettes ou seringues de précision.
 - Chronomètre.
 - Appareils de mesure : Turbidimètre, pH-mètre, et idéalement un appareil de mesure du SDI (Silt Density Index).

2. Remplissage et Caractérisation Initiale

- Remplir chaque bécher avec le même volume d'eau de mer brute (ex : 1000 ml).

- Mesurer et noter les paramètres initiaux de l'eau : turbidité, pH, température, et si possible le TOC (Carbone Organique Total).

3. Ajout du Coagulant et Ajustement du pH

- Aligner les béchers sur l'appareil. Laisser un bécher comme témoin (sans coagulant).
- Dans les autres béchers, injecter des doses croissantes de la solution de coagulant. Par exemple, pour 5 béchers : 5, 10, 15, 20, 25 mg/L de FeCl_3 .

Pour certaines applications, le pH est ajusté avant l'ajout du coagulant pour se placer dans la plage d'efficacité optimale du produit (pH entre 6.0 et 6.5 pour le FeCl_3).

4. Mélange Rapide (Coagulation)

- Démarrer l'agitation à une vitesse très élevée pendant une courte durée (1 à 3 minutes).

Disperser le coagulant de manière rapide et homogène dans tout le volume d'eau pour déstabiliser instantanément toutes les particules colloïdales.

5. Mélange Lent (Flocculation)

- Réduire immédiatement la vitesse d'agitation à un niveau lent pour une durée plus longue (15 à 20 minutes).

Favoriser les collisions douces entre les particules déstabilisées pour qu'elles s'agrègent et forment des floccs plus gros et visibles (microfloccs -> macrofloccs). Observer la taille et l'apparence des floccs formés dans chaque bécher.

6. Sédimentation (Décantation)

- Arrêter complètement l'agitation.
- Laisser les floccs décanter au fond des béchers pendant une période

Observer la vitesse de sédimentation et la clarté de l'eau surnageante. Des floccs denses et bien formés décanteront rapidement.

7. Prélèvement et Analyse Finale

- À l'aide d'une pipette, prélever délicatement un échantillon de l'eau claire surnageante dans chaque bécher, à mi-hauteur, en veillant à ne pas aspirer de floccs.

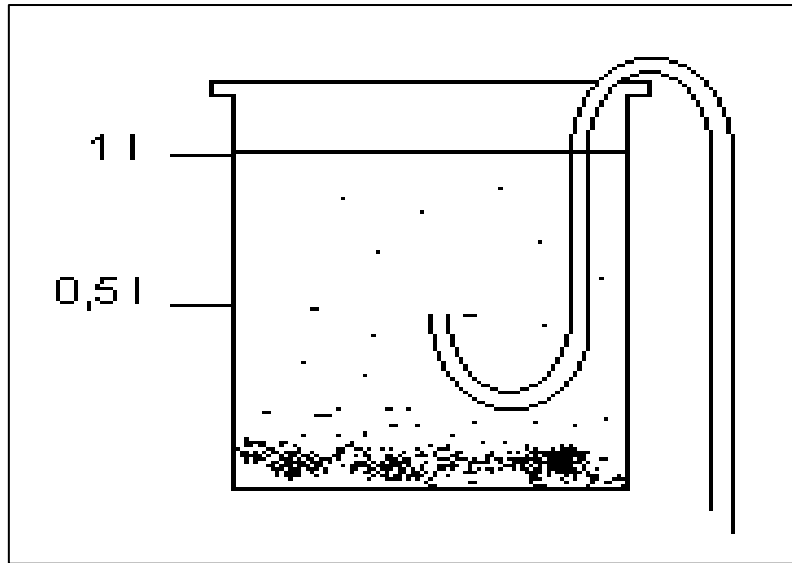


Figure III. 5 : Prélèvement des échantillons pour analyse

- Pour chaque échantillon, mesurer :
 - 1) La turbidité résiduelle (paramètre clé).
 - 2) Le pH final.
 - 3) L'indice SDI (Silt Density Index). C'est le paramètre le plus important pour l'osmose inverse. L'objectif est généralement d'atteindre un $SDI < 3$.

III.6 L'indice de colmatage (SDI) :

L'indice de densité de limon (SDI) est une mesure de la capacité d'encrassement de l'eau dans les systèmes d'osmose inverse. Le test mesure la vitesse à laquelle un filtre de 0,45 micron se colmate sous une pression constante de 206,8 kPa (30 psi). Le SDI indique le pourcentage de diminution par minute du débit de l'eau à travers le filtre, moyenné sur une période de temps, par exemple 15 minutes.

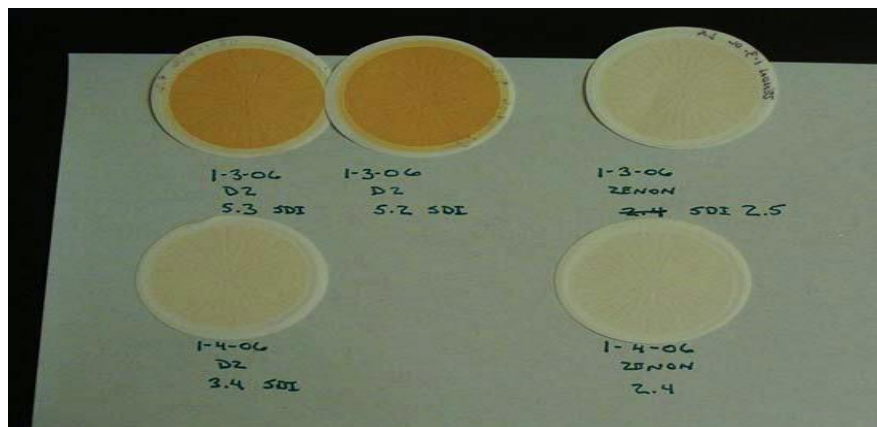


Figure III. 6 : SDI issus d'essais d'eau de mer prétraitée de différentes qualités (Voutchkov, 2012)

Typiquement, les systèmes d'osmose inverse à spirale nécessitent un SDI inférieur à 5, tandis que les systèmes à fibres creuses nécessitent un SDI inférieur à 3.

Le kit de test SDI est fourni avec une unité préassemblée pour effectuer le test, accompagnée des filtres, d'un chronomètre et d'un tuyau de raccordement.

Conclusion :

L'opération de coagulation floculations est indispensable dans la phase de clarification des eaux de mer. Une approche de purification de l'eau efficace et fiable, qui améliore la qualité de l'eau en réduisant le niveau de composés organiques, de phosphore soluble, de fer et de particules en suspension tout en diminuant la coloration de l'eau. Elle est également hautement complexe, car elle repose sur une multitude de facteurs pour produire une eau prête à être distribuée au client. Pour ce faire, les opérateurs d'usines doivent notamment :

- Observer constamment les variations des propriétés physico-chimiques de l'eau brute, et donc disposer de matériels de mesure et d'analyse des divers paramètres influençant la coagulation
- Réaliser des tests (Jar Test) en suivant un protocole strict et bien maîtrisé.

Chapitre IV :

présentation de la

zone d'étude et de la

station

IV.1.2 Localisation de la station :

Le site de l'usine de dessalement d'eau de mer de CORSO est localisé dans la wilaya de Boumerdès, à 1,7 km du chef-lieu de wilaya et à environ 35 km d'Alger comme montre la figure. L'usine est située au nord de corso a environs 1,2 km de la ville. Elle est sillonnée par la route nationale N24 en provenance d'Alger et en direction de Boumerdès ; et relié à corso par le chemin de wilaya N°5A. Elle est limitée :

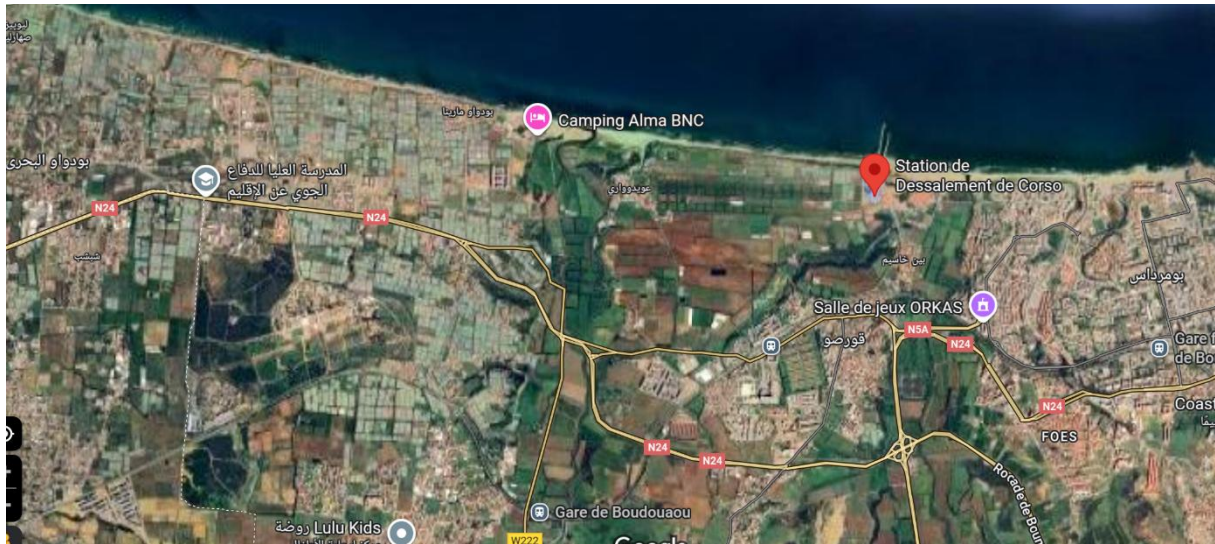


Figure IV. 2 : Situation géographique de la station de dessalement de corso

- Au Nord : la mer Méditerranée ;
- Au Sud : la commune de CORSO ;
- A l'Est : la commune de Boumerdès ;
- A l'Ouest : la commune de Boudouaou el Bahri.

IV.1.3 Environnement de la station :

La station de dessalement de Corso est implantée en bordure de la mer Méditerranée, bénéficiant d'un accès direct au littoral pour le captage de l'eau brute et le rejet de la saumure. Son environnement immédiat se caractérise par la présence de plusieurs oueds comme montre les deux figures, notamment, oued corso 1,5 km et oued Boudouaou 2,7 km Les débits de ces oueds, bien qu'importants en saison humide, sont en général irréguliers, qui drainent des zones agricoles et urbaines situées au sud et à l'est avant de se déverser dans la mer.



Figure IV. 3 : Vue satellite de la station et de son environnement (source : google maps)

Cette configuration expose la qualité de l'eau captée à des apports en nutriments, matières en suspension et polluants d'origine agricole ou urbaine. Par ailleurs, la proximité de zones agricoles intensives ainsi que de la ville de Boumerdès et de ses infrastructures routières renforce la pression anthropique sur le milieu hydrique. Enfin, le rejet de la saumure issue du dessalement constitue un facteur additionnel à surveiller, en raison des risques potentiels sur les écosystèmes marins côtiers, ce qui impose une gestion environnementale rigoureuse et continue.

IV.1.4 Situation climatique :

En Algérie, les données hydro climatologiques sont en général fournies par des organismes publics tels que ; l'Agence Nationale des Ressources Hydriques (A.N.R.H) et l'Office National de la Météorologie (O.N.M).

CHAPITRE IV Présentation de la zone d'étude et de la station ENSH 2025

Pour les besoins de notre travail, nous avons pris en compte les données disponibles de la station climatologique de l'Office National de la Météorologie (O.N.M), de Dar El Beida, située sur une altitude de 24 m et qui est la plus représentative du la wilaya de Boumerdes.

IV.1.4.1 Précipitations :

Le tableau présente les données de précipitations mensuelles pour Dar el Bida en 1975/1994. (En mm),

Tableau IV. 1 : Précipitations moyennes mensuelles en mm pour Dar el Bida

Mois	spt	oct	nov	dec	janv	fev	mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout
Précipitation (mm)	30,2	59,3	105,8	98,3	93,1	83,2	69,5	72,1	56,8	10,7	2,8	5,7

- Les mois les plus pluvieux sont les mois d'Octobre jusqu'à Mai.
- Les mois les moins pluvieux sont les mois de Juin, Juillet et Août.

IV.1.4.2 Températures :

Le nombre de stations pour relever la température atmosphérique est insuffisant, d'autant plus que ces postes ont cessé de fonctionner pendant la période allant de 1960 à 1975, d'où la nécessité de se référer aux données issues de la station de Dar El Beida, reportées dans le tableau.

Tableau IV. 2 : Les données de température mensuelles en (°C) pour Dar el Bida, période 1975/94.

Mois	Spt	Oct	Nov	Déc.	Janv	Fév	Mar	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Moyenne Annuelle
Max	29	25	20	18	16	17	19	20	22	27	31	31	31
Moy	23	19	15	12	10	11	12	14	18	22	25	25	17
Min	17	13	9	7	5	6	7	9	11	15	18	19	5,4

Les mois les plus froids sont : Janvier et Février, où la température moyenne minimale varie entre 5°C et 6°C ; les mois les plus chauds sont : Juin, Juillet, et Août, où la température moyenne maximale varie entre 27°C et 31°C.

IV.1.4.3 Vents :

Les vents dominants proviennent du nord sud et du nord-ouest, apportant de l'air humide depuis la mer. Les vents d'est peuvent, quant à eux, favoriser la remontée d'eaux chargées en sédiments le long de la côte. La vitesse moyenne du vent varie de 2.9 à 3.4 m/s, Le tableau regroupe les vitesses mensuelles des vents, enregistrées à la station de Dar El Beida.

Tableau IV. 3 : Vitesses moyennes mensuelles (1) du vent à Dar El Beida en (m/s) à 2m
(Office National de la Météorologie, période (O.N.M)1975/94).

Mois Station	Sept	Oct	Nov	Dec	Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Moyenne annuelle
Vitesse de vent m/s	2,9	3	2,9	3,4	3,1	3,3	3,3	3,3	3,1	3,3	3,4	3,1	3,2

IV.1.5 Ressources en eau souterraine :

Outre les eaux de surface, la région dispose de nappes phréatiques localisées qui constituent une ressource complémentaire. Cependant, leur surexploitation et les risques de contamination par intrusion saline en limitent l'usage durable.

IV.2 Présentation de l'usine :**IV.2.1 Installation :**

Les différentes installations dans l'usine de dessalement de Corso sont :

- Une prise d'eau de mer.
- Un poste de prétraitement.
- L'unité d'osmose inverse.
- Un poste de nettoyage en place CIP (cleaning in place).
- Un poste de traitement et de reminéralisation.
- Un laboratoire d'analyse.
- Une station de contrôle.

IV.2.2 Caractéristiques de l'eau de mer :

Sur la base des données disponibles, il est considéré que la valeur TDS est de 38 500 mg/l. La qualité de l'eau de mer brute est la suivante :

Tableau IV. 4 : La composition chimique de l'eau brute

Paramètre	Unité	Concentration
PH		8,20
Température	°C	14à29
Hydrocarbures	(ppm)	<0.1
Matière en suspension	(ppm)	< 200
Solides total dissous TDS	(ppm)	38500
Calcium (Ca ²⁺)	(ppm)	440
Magnésium (Mg ²⁺)	(ppm)	1400
Sodium (Na ⁺)	(ppm)	11827,81
Potassium (K ⁺)	(ppm)	445
Baryum (Ba ²⁺)	(ppm)	Néant
Strontium (Sr ²⁺)	(ppm)	Néant
Bicarbonates (HCO ₃ ²⁻)	(ppm)	159.9
Carbonates (CO ₃ ⁻)	(ppm)	
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	(ppm)	3110
Chlorure (Cl ⁻)	(ppm)	21120
Fluor (F ⁻)	(ppm)	0.6
Bore (B ⁻)	(ppm)	4.4
Fer (Fe)	(ppm)	< 0.05
Aluminium (Al)	(ppm)	< 0.05
Nitrates (NO ₃ ⁻)	(ppm)	0.7

Le fonctionnement de la station produit une eau de rejet avec les caractéristiques suivantes :

Tableau IV. 5 : La qualité de l'eau du rejet

Paramètres	Unités	Valeur
Température	°C	30
PH	-	8.43
Calcium Ca^{2+}	mg/l	824
Magnésium Mg^{2+}	mg/l	2624
Sodium Na^{+}	mg/l	22128
Potassium K^{+}	mg/l	832
Bicarbonates HCO_3^{2-}	mg/l	289
Sulfates SO_4^{2-}	mg/l	5826
Chlorure Cl^{-}	mg/l	39486
Fluor F^{-}	mg/l	1.12
Bore B^{-}	mg/l	7.58
Nitrates NO_3^{-}	mg/l	0.18

IV.2.3 Les processus de l'usine :

L'usine comprend le processus suivant :

IV.2.3.1 Le captage :

Les eaux de mer sont collectées grâce au dispositif de captage.

IV.2.3.1.1 Tour de captage :

Pour garantir bon captage de l'eau de mer, deux tours circulaires en béton de diamètre extérieur de 3.4m sont conçues au niveau du bathymétrie -14.6 m. Chaque tour contient six (06) fenêtres d'admission (1.38x1.5 m) situées à 2.3 m du fond marin équipées par des grilles amovibles avec un espacement de 10*10cm et d'épaisseur de barreau de 1cm.

En dehors de la localisation de l'usine, les éléments déterminants pour le choix du site de prélèvement d'eau sont :

- Risque d'érosion des plages dans la zone d'extraction d'eau.
- Emplacement et direction des courants sous-marins.
- Existence et localisation de zones sismiques en activité.

- Caractéristiques topographiques et géologiques du fond du plan d'eau.
- Taille des vagues et profondeur des impacts des vagues ; trafic de navires et de bateaux.
- Propriétés des marées et des vents dans la région de prélèvement d'eau.

IV.2.3.1.2 Conduite d'amené :

Deux conduites parallèles en PEHD d'un diamètre de 1400 mm et de longueur unitaire 875 m (800 m offshore et 75 m onshore) ont été posées. Chaque conduite peut véhiculer la totalité du débit qui est de 7440m³/h .tel que le PEHD offre des avantages suivants :

- Insensible à la salinité de l'eau de mer, il conserve son épaisseur dans le temps.
- Sa surface lisse réduit les frottements, augmentant la durabilité des canalisations face à l'usure.
- Capable de se déformer sans dommage permanent, il résiste aux courants marins et aux contraintes mécaniques.
- Les soudures (électro fusion ou bout à bout) offrent une étanchéité quasi parfaite.
- Les tests montrent que les joints soudés sont plus résistants que le tube lui-même.

IV.2.3.1.3 Bâche d'admission :

La bâche d'admission est réalisée en béton. Il possède une configuration rectangulaire initialement, puis adopte une forme trapézoïdale au niveau de l'aspiration des pompes



Figure IV. 4 : La vanne d'isolement de la bâche d'admission

Elle est équipée deux vannes d'isolement motorisées pour isoler les conduites d'arrivé.

IV.2.3.2 Système de dessablage :

Au niveau de l'arrivée, la bêche d'admission est équipée d'un système de dessablage qui piège le sable dans une fosse par décantation puis l'extrait.

IV.2.3.3 Système de dégrillage :

La bêche est équipée d'un système de dégrillage grossier (dégrilleurs à barres) et d'un système de dégrillage fin (tamiseurs à bande mobile).

IV.2.3.3.1 Dégrilleur à barre :

Le dégrillage, premier poste de traitement, indispensable, son rôle principal permet de :

Filtrer l'eau brute pour éviter le colmatage des tuyauteries et protéger les équipements. Éliminer les corps étrangers (végétaux, déchets, organismes marins) avant traitement tel que L'installation comprend trois dégrilleurs d'une largeur de 2 mètres, conçus pour traiter un débit nominal de 2480 m³/h et un débit maximal de 3910 m³/h. Les grilles sont constituées de barreaux verticaux rectangulaires (5 x 50 mm), avec un espacement de 25 mm entre eux. Les barreaux ont une hauteur de 12,5m (voire la figure (5) (6)) assurant une filtration efficace. Le nettoyage est assuré par un système à râteau, permettant un fonctionnement continu et autonome.

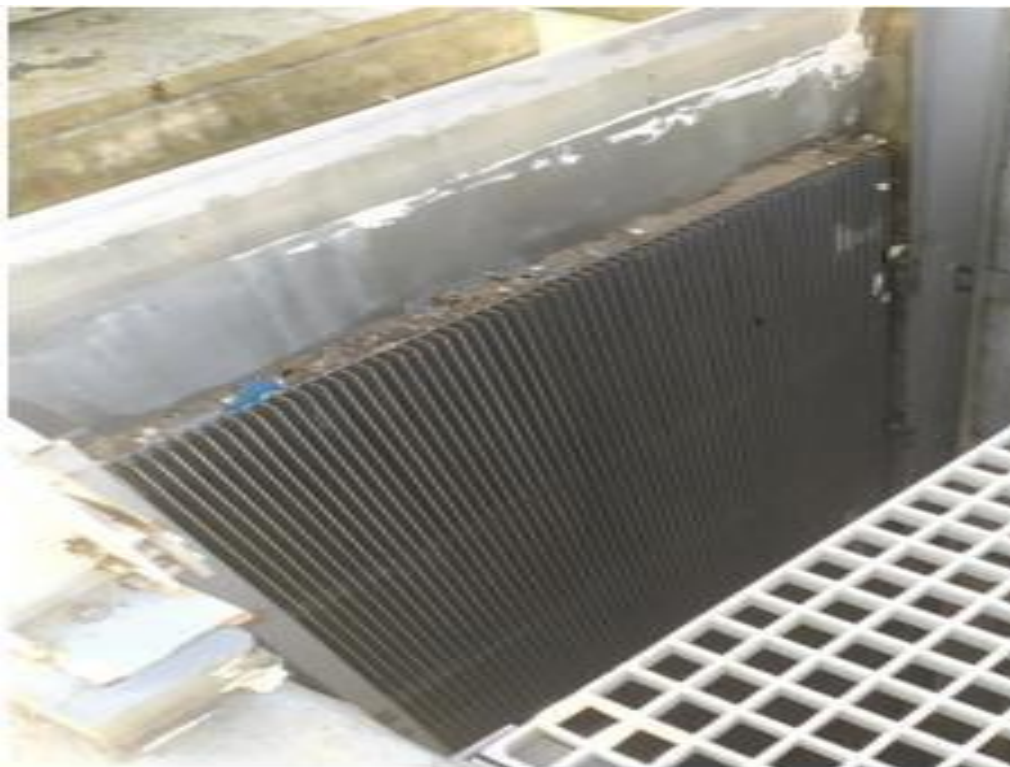


Figure IV. 5 : Dégrilleur grossier



Figure IV. 6 : system de les trois Dégrilleur grossier

- Grossière (> 40 mm) → Évite les gros blocages.
- Moyenne (10 - 40 mm) → Capture les débris modérés.
- Fine (6 -10 mm) → Filtre les petits éléments.
- Très fine (0,5 - 6 mm) → Retient les particules fines

IV.2.3.3.2 Tamiseur à bande mobile :

Le tamisage est une forme de dégrillage intensif. Il est conçu pour capturer les particules en suspension, les débris végétaux, les herbes, les insectes, etc. Cela est possible grâce à un processus de filtrage sur toile qui utilise des mailles de diverses tailles. L'unité est équipée de trois tamiseurs mécaniques d'une largeur de 2 m chacun, conçus pour traiter un débit nominal de 2 480 m³/h pouvant atteindre 3 910 m³/h en régime maximal. Ces appareils sont munis de mailles carrées de 3x3 mm réalisées en fils d'acier de 0,8 mm d'épaisseur, offrant une excellente résistance à la corrosion marine. D'une hauteur de filtration de 12,5 m, ils fonctionnent avec un système à chaîne à double vitesse (2-10 m/h) comme indique la figure (7) et un nettoyage automatique, garantissant une séparation efficace des matières en suspension tout en optimisant la maintenance. Cette configuration technique assure des performances durables adaptées aux exigences des stations de dessalement de haute capacité.



Figure IV. 7 : Tamis a bande

On distingue deux catégories :

- ✓ Le macro-tamissage (mailles de plus de 0,3 mm).
- ✓ Le micro-tamissage (avec des mailles plus fines que 100 μ).

Le tamisage améliore l'efficacité du prétraitement qui a pour but de préserver les pompes haute pression et les membranes, très sensibles à la qualité de l'eau.

IV.2.3.4 Bâche d'eau de mer et station de pompage :

IV.2.3.4.1 Bâche d'eau de mer :

L'eau de mer brute s'écoule par gravité vers la bâche d'eau brute.

IV.2.3.4.2 La station de pompage d'eau marine :

Elle se compose essentiellement d'un réservoir en béton armé d'eau de mer et d'une installation de pompage souterraine dotée d'un toit recouvert. La capacité totale nominale de la station de pompage souterraine équipée d'un toit. Le débit total de capacité est de 7440 m³/h.

La station de pompage (SP) transporte les eaux du point le plus bas (la bache) vers le point le plus haut (le bassin de coagulation). Tel qu'a été dimensionnée pour l'installation de neuf pompes à eau de mer (8 en service et 1 de secours) comme montre dans la Figure 8.



Figure IV. 8 : Les pompes d'eau brute

Les composants clés de la station de pompage comprennent :

- ❖ La bache de reprise (bache d'eau de mer).
- ❖ La pompe.
- ❖ La conduite de refoulement.

La pompe nécessite de l'énergie électrique pour fonctionner, c'est pourquoi nous intégrons le circuit d'alimentation électrique à la pompe.

IV.2.3.5 La phase de prétraitement :

Grâce à un prétraitement efficace, les membranes d'osmose inverse peuvent rester performantes, ce qui permet de diminuer la fréquence de nettoyage et de prolonger leur durée de vie. Le nettoyage des membranes peut être dispensé pendant un an ou plus dans les installations bien élaborées et avec une qualité d'eau source élevée, et leur durée de vie utile peut dépasser 10 ans.

Le système de prétraitement chimique comprend :

IV.2.3.5.1 Bâche de coagulation :

La station comporte quatre bâches de coagulation de volume unitaire $31,94 \text{ m}^3$ qui assurent un temps de séjour très court autour d'une minute et une agitation rapide (Figure 8).



Figure IV. 8 : Les bâches de coagulation

Chaque bâche est équipée d'agitateur mécanique de puissance 11 KW. Un coagulant (Chlorure ferrique) qui neutralise les charges des particules est injecté afin d'assurer la déstabilisation des particules. L'eau est ensuite véhiculée vers la zone de floculation.

IV.2.3.5.2 Bâche de floculation :

Après la coagulation, l'eau passe au procédé de floculation, qui consiste en l'agglomération des particules « déchargées » en micro floes, puis en floes plus volumineux et décantables. Cette étape peut être optimisée par l'ajout d'un réactif supplémentaire : le flocculant ou adjuvant de floculation. Le flocculant, généralement un polymère, est injecté à l'aide de pompes doseuses afin de faciliter la séparation des floes dans les décanteurs lamellaires, d'un volume unitaire de 320 m^3 et offrant un temps de séjour de 20 minutes.

Chaque bâche est équipée d'un agitateur lent, à faible vitesse, d'une puissance de 1,5 kW et muni d'un variateur de vitesse.

IV.2.3.5.3 Décanteur à lamelles :

La station comporte huit décanteurs lamellaires afin de séparer les particules en suspension que contient l'eau brute et assurer une bonne qualité d'eau traitable sur les filtres à sables.

En cas où l'eau brut est de bonne qualité, les MES sont inférieures à 30ppm, ces décanteurs seront bypassés. L'eau passe directement à la bache d'eau clarifiée. Chaque décanteur ayant les dimensions suivantes : une longueur de 22m, une largeur de 10m et une hauteur de la lame d'eau de 5m.

La charge hydraulique est de $5\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ et la vitesse d'Hazan est de $0,58\text{m/h}$. Les lamelles sont inclinées de 60° et ont une profondeur de 0.8m.

La zone de clarification est capable de traiter un débit de $7440\text{ m}^3/\text{h}$ avec un rendement de 90% pour une MES qui peut atteindre les 200ppm.

Dans ces décanteurs les particules seront séparées par gravité et évacuées en bas du décanteur et l'eau claire passe en haut à travers des déversoirs pour alimenter la bache d'eau clarifiée voici la Figure (9).



Figure IV. 9 : Décanteur lamellaire

L'installation possède huit décanteurs à lamelles pour effectuer la séparation des particules en suspension présentes dans l'eau.

IV.2.3.5.4 Racleur de boues :

Chaque décanteur à lamelles est doté d'un racleur de boues qui sert à racler les boues vers une fosse d'extraction.

IV.2.3.5.5 Bâche d'eau clarifiée :

La bâche tampon en béton reçoit l'eau clarifiée issue des décanteurs lamellaires, qui est ensuite distribuée aux lignes de filtres à sable par l'intermédiaire de la station de pompage intermédiaire.

IV.2.3.5.6 Station de pompage intermédiaire :

Cette station est équipée de huit pompes : quatre qui envoient l'eau vers le premier collecteur et quatre autres vers le second. Chaque pompe a un débit de $930 \text{ m}^3/\text{h}$.

IV.2.3.5.7 Filtre multi couches :

Le système de filtration est fourni consistant en un système de filtration à deux lignes conçus pour alimenter les membranes d'osmose inverse avec une eau de mer de qualité et de composition conforme aux conditions requises par le fabricant de membranes (SDI inférieur à 3).



Figure IV. 10 : Filtre à sable

Est équipé de 16 filtres à sable horizontaux sous pression (8 filtres par ligne de production) comme montre la figure (10) avec des débits nominaux de ($440 \text{ m}^3/\text{h}$) et ($555 \text{ m}^3/\text{h}$), qui peuvent être utilisés lors du nettoyage d'un filtre. Chaque filtre possède une surface de filtration de $57,2 \text{ m}^2$, un diamètre de $3,8 \text{ m}$ et une longueur de section droite de 15 m avec deux extrémités bombées de $0,95 \text{ m}$ chacune, fabriqué en acier au carbone revêtu. Le lit filtrant est conforme à la description suivante :

Tableau IV. 6 : Les couches de filtre à sable

Description	Diamètre (mm)	Hauteur (mm)
Gravier	2-3	200
Sable	0.4-0.8	400
Filtralite	0.8-1.6	600

Gravier :

Le gravier, de granulométrie relativement grossière (4–8 mm), constitue la base du filtre. Son rôle principal est d'assurer un support mécanique stable pour les couches filtrantes supérieures. Il permet une répartition homogène de l'eau, empêche la migration des grains fins vers le bas et favorise le drainage lors de l'exploitation ou du lavage à contre-courant. De par sa nature résistante, il garantit la durabilité de la structure filtrante.

Sable :

Le sable représente la couche active de filtration. Sa granulométrie plus fine (0,4–1,2 mm) lui confère une capacité élevée de rétention des matières en suspension, des particules fines et de certains colloïdes. Ses grains, anguleux ou arrondis, présentent une densité et une inertie chimique favorables, ce qui permet un passage régulier de l'eau tout en maintenant l'efficacité de la filtration.

Filtre à lit (lit filtrant) :

Un filtre à lit désigne l'ensemble des matériaux disposés en couches successives (gravier, sable et éventuellement d'autres médias). Dans certains cas, on utilise un lit multicouche intégrant des matériaux supplémentaires comme l'anthracite ou le grenat. Cette configuration optimise la capacité de rétention des particules de différentes tailles et améliore la performance globale du procédé de filtration.

IV.2.3.5.8 Filtres à cartouches :

Dans le cadre du procédé de dessalement par osmose inverse, des microfiltres à cartouche bobinée sont installés en amont des tubes de pression afin d'assurer une protection optimale des membranes. L'eau subit une filtration finale de prétraitement en traversant un ensemble de

microfiltres à cartouche de 5 μm sous forme de tubes en polypropylène ou en fibre filée comme montre dans (figure 8 .9), le fabricant annonce leur durée de vie et de 3 à 12 mois et de 6 à 12 mois respectivement, mais Les filtres sont généralement remplacés dans la station tous les deux mois au maximum indiquée par un colmatage.



Figure IV. 12 : Système de filtre a cartouche



Figure IV. 13 : Cartouche solide



Figure IV. 11 : Cartouche en fibre filée

Le système se compose de 9 filtres à cartouche (8 en service+1 réserve) (quatre filtres par ligne de production). La capacité du filtre à cartouche est de 930 m³/h (chacun) et la pression de fonctionnement est de 60 m.

Cette étape cruciale permet de protéger les membranes contre toute forme de contamination particulaire d'une taille supérieure ou égale à 5 μm .

IV.2.3.5.9 Dosage des produits chimique du prétraitement :

Il comprend les systèmes suivants :

Système de dosage de l'hypochlorite de sodium (préchloration) :

Le système se compose de deux réservoirs destinés au stockage et au dosage de l'hypochlorite de sodium.

L'hypochlorite de sodium est injecté dans les tours afin d'éliminer les micro-organismes et bactéries indésirables, tandis que l'hypochlorite utilisé pour le dosage en continu est ajouté au niveau du refoulement des pompes d'eau brute.

Système de dosage SMBS (déchloration) :

On injecte le métabisulfite de sodium (SMBS) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ à l'eau destinée d'alimentation le RO. Il supprime le chlore libre (déchloration) qui avait été incorporé avant les pompes d'approvisionnement du filtre pour assurer la désinfection. Même des traces infimes de chlore peuvent endommager les membranes RO, car il dégrade la composition des membranes, ce qui limite par conséquent leur capacité à rejeter le sel. La solution SMBS est directement introduite dans le tuyau d'alimentation en eau RO. Le bisulfite de sodium NaHSO_3 sert à neutraliser la totalité du chlore libre présent dans l'eau d'alimentation RO.

Système de dosage d'anti scalant :

Il est nécessaire d'injecter un anti scalant avant de transférer l'eau vers l'osmose inverse. L'anti scalant est un inhibiteur des tartres, principalement CaCO_3 et CaSO_4 .

L'anti scalant augmente le seuil de saturation en eau en sels et permet de protéger les membranes contre la précipitation de sels de calcium. L'injection de l'anti scalant se fait par une pompe doseuse en mode continue dans un mélangeur statique, et leur dose se déterminer par un logiciel « ROPUR » après une simulation basée sur les résultats d'analyses des paramètres physico-chimique de l'eau à traiter.

IV.2.3.6 L'osmose inverse :

La partie d'osmose inverse, constitué de huit racks, chacune comportant 127 tubes de pression. Chaque tube de pression abrite 7 modules de membranes spiralées en polyamide disposés en série. Le système fonctionne avec un taux de conversion de 45 %, ce qui signifie que 45 % de l'eau est transformée en eau dessalée (perméat), tandis que 55 % est évacuée sous forme de saumure, avec un débit de production de 79200 m³/h à une pression de bars. Chaque ligne est dotée d'une pompe haute pression (HP), de unités d'échangeurs de pression de type PX Q 300. appelées ERI, ainsi que d'une pompe Booster.

IV.2.3.6.1 Principe de fonctionnement des pompes HP et les échangeurs de pression ERI :

Le fonctionnement des pompes HP et les échangeurs de pressions ERI voir figure (14) se déroule selon les étapes suivantes :



Figure IV. 14 : Echangeur de pression ERI

1. Une partie du débit de l'eau micro filtrée, soit 45 %, passe par une pompe HP de 60 bars dirigée vers l'osmose inverse à haute pression.
2. Le reste du débit de l'eau micro filtrée, soit 55 %, est acheminé vers l'ERI à basse pression, soit 1 bar.
3. 45 % du débit sortant de l'osmose inverse (perméat) à basse pression, soit 1 bar, est dirigé vers l'étape de post-traitement.
4. 55 % du débit sortant de l'osmose inverse (saumure) à haute pression, soit 59 bars, est acheminé vers l'ERI.
5. Micro filtrée vers la pompe de recirculation (pompe booster) afin de les ajouter ≈ 4 bars pour atteindre 62 bars et synchroniser les pressions
6. La saumure sortant de l'ERI à basse pression, environ 1 bar, est dirigée vers le bassin de collecte, puis évacuée par un émissaire de rejet dans la mer.

IV.2.3.6.2 Caractéristique de la membrane :

Système de lavage :

Lors de la mise hors service de l'unité RO, les membranes sont lavées avec de l'eau à faible concentration en TDS. Cela est particulièrement crucial pour l'eau de mer pour les raisons suivantes :

L'eau stagnante provoque une corrosion importante des composants en acier inoxydable. Les antitartres génèrent un état métastable en comparaison à la précipitation de sels faiblement solubles. En l'absence d'un rinçage adéquat des membranes, il est possible que des précipitations se manifestent dans un délai de quatre heures. On utilise l'eau de perméat pour effectuer le rinçage des membranes. Le réservoir de perméat / rinçage fournit l'eau de rinçage, et est équipé d'une vanne qui s'ouvre lors du processus de rinçage. On utilise aussi des pompes de nettoyage pour rincer les membranes RO. Le système de rinçage permet le rinçage des pompes HP, du système de récupération d'énergie, de la pompe booster et les membranes.

Le nettoyage chimique des membranes d'osmose inverse :

Le nettoyage en place (CIP, Clean-In-Place) est une méthode efficace pour restaurer les performances des membranes en traitant le type de colmatage difficile à éliminer à l'aide de laveurs à contre-courant conventionnels.



Figure IV. 15 : Système de CIP

Le colmatage est progressif et, s'il n'est pas contrôlé tôt, affectera négativement les performances de l'élément de membrane d'osmose inverse en peu de temps. Le nettoyage doit avoir lieu lorsque l'osmose inverse montre des signes de colmatage, juste avant un arrêt à long terme ou dans le cadre d'un entretien régulier programmé.

La fréquence de nettoyage des membranes en raison du colmatage dépendra du site.

Une règle générale pour une fréquence de nettoyage acceptable est de 3 à 12 mois [39].

IV.2.3.7 Post de traitement :

IV.2.3.7.1 Système de reminéralisation :

La reminéralisation est une procédure d'ajustement du LSI du perméat issu de l'osmose inverse, destinée à conserver l'eau dans un état neutre, c'est-à-dire ni corrosif ni sujet à l'entartrage. Ceci est réalisé en modifiant la dureté et l'alcalinité de l'eau par la dissolution de la calcite (calcaire) dans l'eau.

La méthode d'injection du CO₂ adoptée dans le processus de l'usine, ajuste les Ph , une dose de soude caustique est nécessaire pour se débarrasser du CO₂ résiduel et ajuster le pH. Dans notre situation, le perméat est divisé en deux segments. La moitié de celui-ci est dirigée vers les cellules de calcite, tandis que l'autre moitié est acheminée vers le réservoir de mélange où il sera combiné avec l'eau reminéralisée. Le CO₂ est dosé dans l'eau motrice à travers un diffuseur de CO₂ pour être mélangé avec l'alimentation des cellules de calcite.

IV.2.3.7.2 Système de mélange :

L'eau reminéralisée produite à partir des cellules de calcite est ensuite dirigée vers le réservoir de mélange où elle se mêle à la première portion du perméat. Dans ce réservoir, les deux courants sont combinés pour produire le LSI ajusté.

IV.2.3.7.3 Système de dosage des produits chimiques après traitement :

Les systèmes de mesure des produits chimiques après traitement comprennent :

Le système utilisant de la soude caustique.

Le système de mesure post-chloration.

Réservoir d'eau générée.

Deux réservoirs sont prévus pour conserver l'eau traitée finale qui sera ensuite dirigée vers le système de distribution. Ces deux réservoirs sont en béton et disposent d'un revêtement adapté, utilisant de la peinture époxy ou un produit similaire, pour sauvegarder les parois contre la corrosivité de l'eau produite.

IV.2.3.7.4 Système de rejet :

Le système de rejet comprend les éléments suivants :

- Bâche de neutralisation.
- Pompes de neutralisation.
- Bâche de rejet.

- Systèmes de dosage d'acide et de soude caustique.

Bâche de neutralisation :

La bâche de neutralisation est en béton armé recouverte d'une dalle, reçoit les eaux suivantes :

- Eau de traitement de la chaîne de boue.
- Eaux usées provenant du nettoyage chimique des membranes.

L'eau reçue dans la bâche de neutralisation est soumise à la soude caustique provenant de pompes doseuses caustiques et à l'acide chlorhydrique provenant de pompes doseuses d'acide pour assurer une valeur de pH appropriée des eaux usées avant d'être rejetée dans la bâche de rejet et l'émissaire vers le milieu naturel.

Pompe de neutralisation :

L'évacuation de l'eau du bac de neutralisation se fait à un débit réduit grâce à deux groupes électropompes (un principal et un de secours).

Bâche de rejet :

La bâche de rejet est en béton armé, elle reçoit l'eau provenant du trop-plein de la bâche de saumure et de la bâche de neutralisation. Elle permet l'évacuation des rejets de la (SDEM) via la conduite d'évacuation.

Systèmes de dosage d'acide et de soude caustique :

Les doses d'acide ou de soude caustique garantissent que la qualité l'eau de rejet se situe dans les limites de sécurité et de conformité aux réglementations environnementales. Le système se compose de :

- Une pompe de déchargement d'acide
- Un réservoir de stockage d'acide
- Une pompe de dosage d'acide
- Une pompe de déchargement de soude caustique
- Un réservoir de stockage de soude
- Une pompe de dosage de soude caustique

Les pompes de déchargement de soude caustique et le réservoir de stockage de soude sont communs à la fois pour la neutralisation et le post-traitement.

IV.2.3.8 Laboratoire de control :

La SDEM (SWRO) est équipée d'un laboratoire qui mesure les paramètres suivants :

- Calcium, Magnesium, Sodium, Potassium, Ammonium, Barium, Strontium, Aluminum, Fer et Manganese.
- Chlorures, sulfates, phosphate, nitrates, bicarbonate, carbonate, fluor, silice, bore et CO₂ libre.
- Fer total en ions et mg équivalent.
- PH.
- Dureté totale, dureté calcique.
- Alcalinité.
- Solides totaux dissous.
- Coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques.
- Conductivité.
- Indice de Langelier.
- Index Stiff Davis.
- SDI (automatique et manuel).
- Turbidité.

IV.2.3.9 Salle de contrôle :

La salle de contrôle est munie d'ordinateurs, l'installation d'un système SCADA, permet à l'opérateur un suivi instantané de toutes les opérations du process et l'accès aux données de ces dernières, telles que l'état des équipements (ON-OFF-FAILURE) et les valeurs analogiques des différents éléments de l'usine. L'opérateur aura la possibilité à distance, de fonctionner/d'arrêter les pompes via les ordinateurs.

IV.3 Défis Techniques dans le Dessalement

IV.3.1 Entartage

L'entartrage est la formation de dépôts de sels minéraux sur les surfaces d'échange, principalement constitué de carbonate de calcium, d'hydroxyde de magnésium et de sulfate de calcium. Ce phénomène se produit lorsque l'eau est sursaturée en ions et que la vitesse de déposition est rapide. L'entartrage est influencé par des facteurs tels que la température et la composition de l'eau, et peut nuire à l'efficacité des installations.

Stratégies de Prévention :

- Ajout d'acide pour décarbonater.
- Utilisation de chaux et de germes de cristallisation.
- Inhibiteurs d'entartrage comme les polyphosphates.

IV.3.2 Corrosion

La corrosion est la dégradation des métaux causée par l'eau salée et l'air, se manifestant sous différentes formes (piqûres, crevasses, galvanique). Les ions chlorure et d'autres facteurs aggravent ce problème, entraînant des fissures et des fuites, compromettant ainsi la durabilité des installations.

Effets de la Corrosion :

- Rupture des conduites.
- Augmentation de la rugosité et fuites d'eau.

Techniques de Protection :

- Sélection de matériaux résistants (acier inoxydable, alliages).
- Application de revêtements et protection cathodique.
- Contrôle des paramètres opérationnels et ajout d'inhibiteurs de corrosion.

IV.3.3 Colmatage

Le colmatage se produit lorsque des particules, substances organiques ou micro-organismes obstruent les pores des membranes ou des filtres, réduisant l'efficacité de la filtration. Il existe plusieurs types de colmatage : inorganique, organique, colloïdal et bio-colmatage.

Stratégies de Prévention :

- Prétraitement de l'eau (ex. ajout de technique d'aération).
- Contre-lavage des membranes pour nettoyer les pores.

Conclusion :

Ce chapitre fournit une description détaillée de tous les équipements du processus SWRO (SDEM) de Corso. Ces appareils sont répartis sur deux lignes (unités) d'une capacité de production de 40 000 m³ chacune. Le respect des normes environnementales, ainsi que la sensibilité des pompes haute pression et des membranes vis-à-vis de la qualité de l'eau de mer,

nécessitent la mise en œuvre d'un procédé complexe et hautement technique. De ce fait, la gestion et l'exploitation du Système de Dessalement de Corso (SDEM) constituent des tâches particulièrement exigeantes.

Le chapitre suivant sera consacré à l'analyse des données de suivi collectées auprès de la station de dessalement de Corso pour l'année 2024

Chapitre VI :

Analyse des

données collectées

Introduction :

Le traitement des eaux est un processus complexe qui nécessite une surveillance rigoureuse des paramètres physico-chimiques afin d'assurer une qualité optimale de l'eau produite. Dans ce chapitre, nous analyserons les variations de l'année 2024 des principaux paramètres tel que la température, le pH et la turbidité, observés dans les différentes étapes de la chaîne de prétraitement : captage, décanteur, filtre à sable et filtre à cartouche. Ces paramètres jouent un rôle crucial dans l'efficacité des processus de traitement et influencent directement la performance des systèmes en place.

L'analyse des données de l'collectées permettra d'identifier les tendances et les anomalies associées à chaque ouvrage, tout en mettant en évidence les problèmes potentiels liés à la qualité de l'eau traitée. À travers des graphes, nous visualiserons ces variations afin de faciliter l'interprétation des résultats. Enfin, nous discuterons des implications de ces variations sur la performance des installations de traitement et proposerons des recommandations pour optimiser le fonctionnement de la chaîne de prétraitement.

V.1 Paramètre analysée :

Les principaux paramètres analysés à l'entrée-sortie de chaque ouvrage sont la température, le pH, la turbidité.

V.1.1 Température :

- La température constitue un paramètre clé dans le traitement de l'eau de mer, car elle influence à la fois les propriétés physico-chimiques de l'eau et les performances des procédés de prétraitement et de dessalement. En effet, une température élevée réduit la solubilité de l'oxygène dissous, modifie la viscosité de l'eau et peut accélérer les réactions chimiques telles que la coagulation-floculation. À l'inverse, une température trop basse ralentit les cinétiques de réaction et peut diminuer l'efficacité de la décantation. Dans le cas des membranes d'osmose inverse, la température a un impact direct sur le flux de perméat et la durée de vie des membranes, ce qui en fait un indicateur de suivi essentiel dans l'évaluation des performances globales de la chaîne de traitement Membrane [41].

V.1.1.1 Température à la sortie de bassin de captage et sortie des décanteurs :

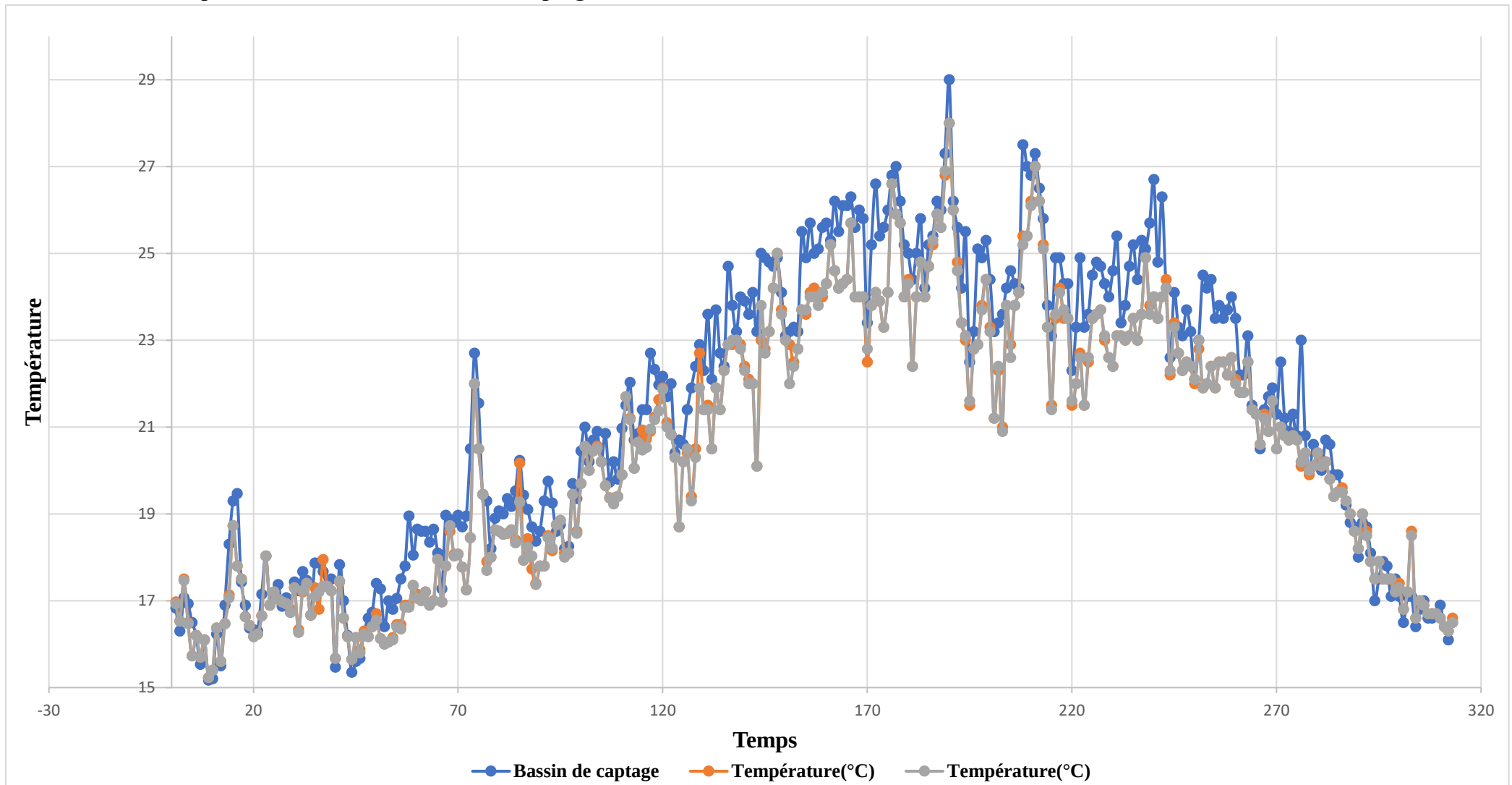


Figure V, 1 : La variation de la température entre sortie du bassin de captage et sortie des décanteurs en fonction du temps

Interprétation :

La figure (1) présente la variation des trois courbes de température en fonction de temps (jours) entre sortie du bassin de captage et sortie des décanteurs. On remarque que Les températures de l'eau observées a la sortie de captage varient entre environ 15,17 °C (minimum) et 29 °C (maximum). Ainsi on observe la variation thermique significative de l'eau de mer au cours de la sortie des bassins de décantations un pic de température estival atteignant 28°C, avec une température d'entrée de 29°C. et une température minimale de 15.17, et aussi pendant les 200 jours où la température est restée supérieure à 20 °C, nous avons constaté que la température à l'entrée du décanteur est restée presque égale, voire légèrement supérieure, à celle mesurée à la sortie. Ce constat s'explique par le fait que les mesures ont été effectuées durant une période où la température ambiante de l'air était supérieure ou égale à 20 °C. De plus, la présence du décanteur à l'intérieur d'un bâtiment fermé contribue à maintenir une température relativement stable, et ce malgré la chaleur dégagée par les réactions chimiques qui s'y produisent. Celles-ci s'accroissent à des températures élevées, favorisant ainsi la formation et la croissance des floes [42].

V.1.1.2 La variation de la température entre les décanteurs et les filtres multimédia :

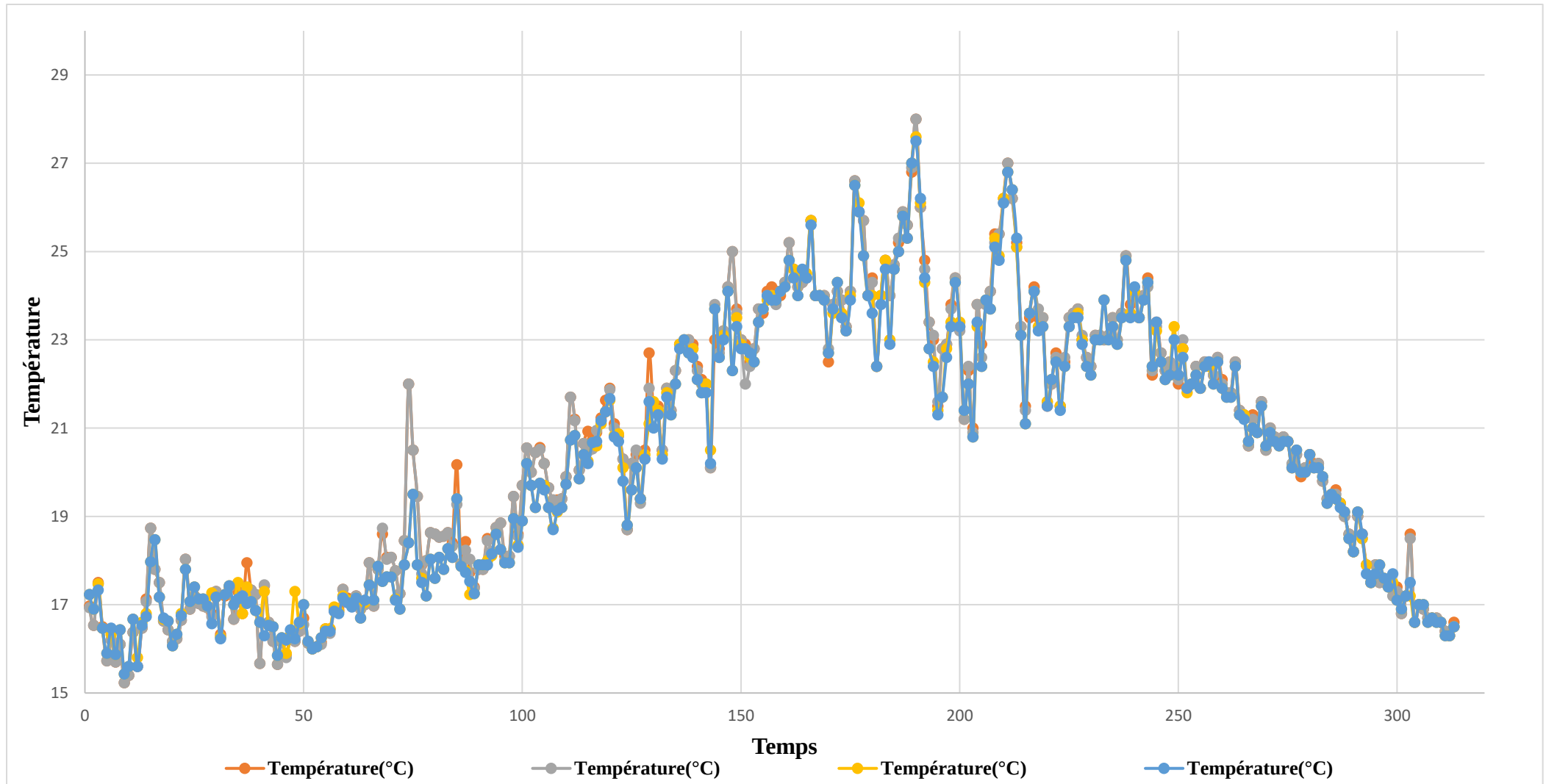


Figure V, 2 : Température entre les sorties décanteurs et les sorties filtres multimédia en fonction du temps

Interprétation :

La figure (2) présente la variation des quatre courbes de température en fonction de temps (jours) des sorties des décanteurs A et B et sortie des filtre sable A et B tel que la Plage des températures observées : entre environ 15 °C (minimum) et 27,6 °C (maximum). Les relevés effectués révèlent que la filtration sur sable est un procédé mécanique qui ne crée pas de variation thermique significative ; par conséquent, la température de l'eau reste constante et très proche, et dans certains cas, il y a une légère augmentation.

La légère différence de température entre la sortie des décanteurs qui est l'entrée de filtre et la sortie d'un filtre à sable dans le traitement de l'eau de mer peut s'expliquer par plusieurs phénomènes comme la Variation de la viscosité et. Réactions biologiques et température de l'eau utilisée pour le lavage [43].

V.1.1.3 Variation de Température entre les filtres multimédias et les filtres à cartouche :

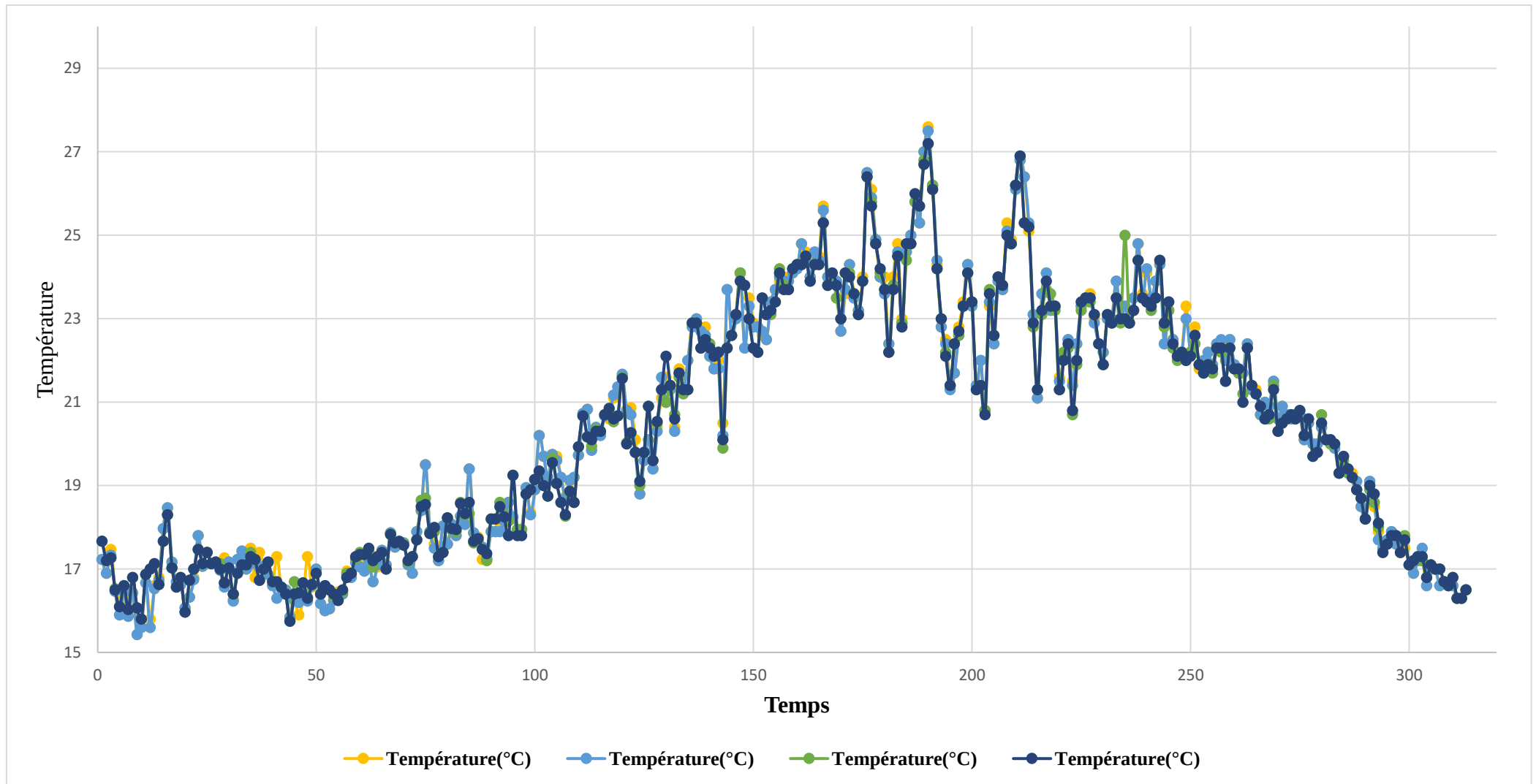


Figure V, 3 : Température entre les sorties filtres multimédias et les sorties filtres à cartouche en fonction du temps

Interopération :

La figure (3) présente la variation des quatre courbes de température en fonction de temps (jours) Les températures relevées à sortie des filtres à sablé A et B et la sortie des filtres à cartouche A et B présentent ce dernier une variation de température comprise entre 15,2 °C et 28 °C. Certaines valeurs restent toutefois stables entre l'entrée et sortie, traduisant une constance du fonctionnement du système. Par ailleurs, la légère élévation de température enregistrée la plupart des jours peut être attribuée à plusieurs facteurs, notamment la friction et la compression de l'eau lors de son passage à travers le média filtrant, les réactions locales liées aux matières retenues

V.1.2 Le potentiel hydrogène (pH) :

Le pH joue un rôle crucial dans le traitement des eaux de mer. Un pH neutre est optimal pour garantir l'efficacité des processus de traitement et la qualité de l'eau. Des niveaux de pH trop élevés ou trop bas peuvent entraîner des problèmes de contamination, de précipitation de minéraux, de corrosion des infrastructures et de perturbation des processus biologiques. Il est donc essentiel de surveiller et de contrôler le pH dans les systèmes de traitement des eaux de mer pour assurer une gestion efficace et durable des ressources en eau.

V.1.2.1 Variation de pH entre le bassin de captage et les décanteurs

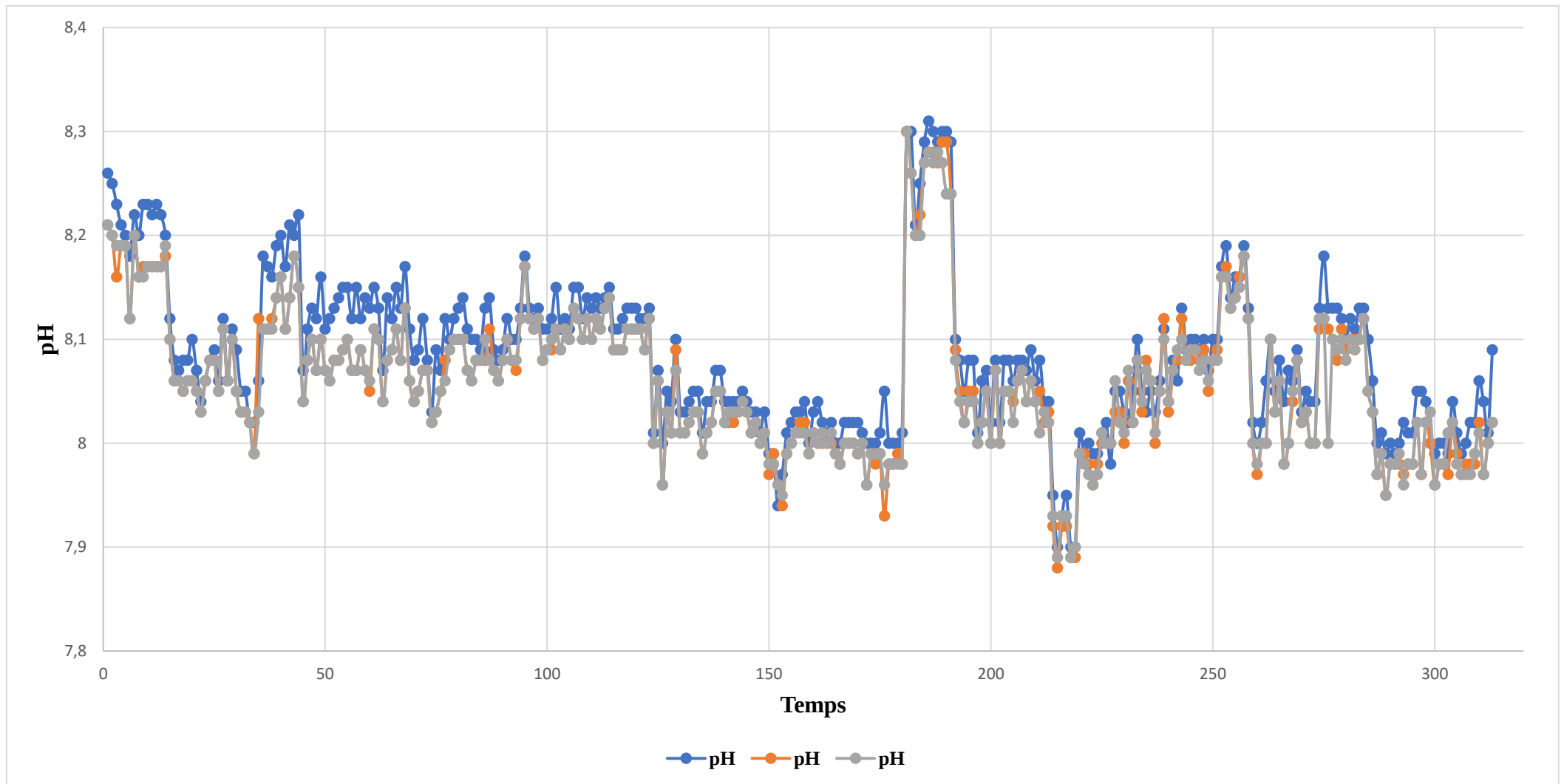


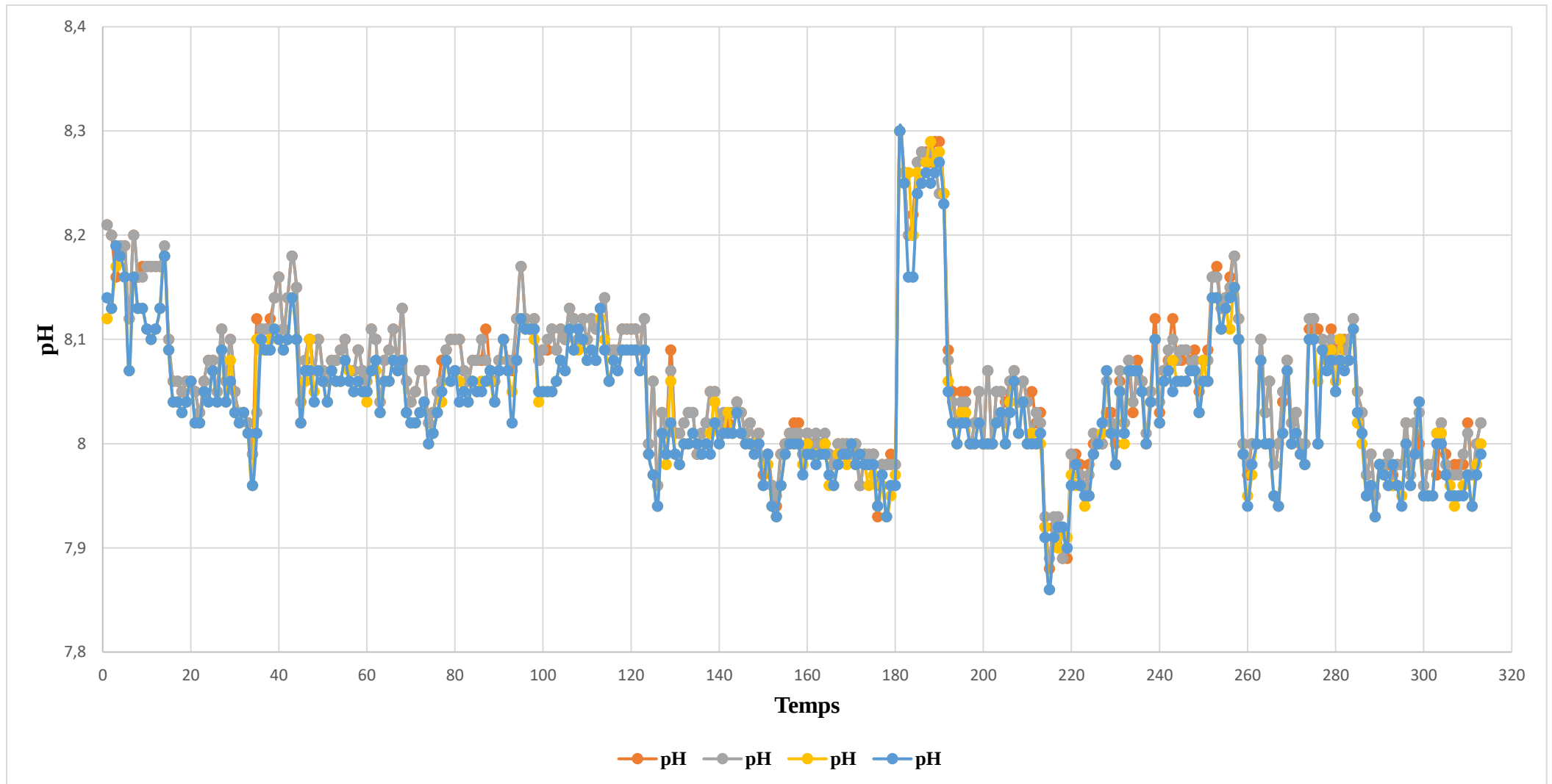
Figure V, 4 : Le variations de pH entre les sorties bassin de captage et les sorties des décanteurs en fonction du temps

Interprétation :

La figure (4) présente la variation de trois courbes des valeurs du pH mesuré en fonction de temps (jours) entre la sortie de bassin de captage et sortie des décanteurs A et B. Le pH de bassin de captage varie entre 7,90 (minimum) et 8,31 (maximum), correspond à un comportement naturel des eaux côtières. Elle résulte de l'influence conjointe des apports en eau douce, de la salinité et de l'activité biologique, sans indiquer une altération anormale de la qualité de l'eau de mer, et la plage de pH observée dans la sortie des décanteurs A et B varie entre 7,88 (minimale) et 8,30 (maximale). Globalement, les valeurs de pH à la sortie des décanteurs restent proches de celles mesurées à l'entrée, bien qu'une légère diminution soit généralement constatée. Toutefois, deux exceptions sont relevées où le pH passe de 8,16 à l'entrée à 8,07 à la sortie, où il évolue de 8,04 à l'entrée à 7,98 à la sortie, mais l'efficacité maximale de coagulation et floculation est avec une préférence souvent autour de pH 6 – 7,5, car dans cet intervalle les espèces hydrolysées du fer ($\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$),

$\text{Fe}(\text{OH})_2^+$) favorisent la formation de floccs denses et stables donc À pH élevé (~8), le fer précipite rapidement sous forme de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, conduisant à la formation de floccs plus petits et moins compacts, ce qui réduit l'efficacité de la coagulation-floculation [44].

V.1.2.2 Variation de pH entre sortie des décanteurs et sortie des filtres à multimédia :



Interprétation :

La figure (5) présente la variation de quatre courbes des valeurs du pH mesuré en fonction de temps (jours) entre la sortie des décanteurs A et B et sortie des filtres à sable A et B. les valeurs de pH relevées à l'entrée et à la sortie du filtre à sable oscillent entre 7,86 (minimum) et 8,30 (maximum). Dans l'ensemble, les écarts entre l'entrée et la sortie restent très faibles ($\leq 0,05$ unité), traduisant une stabilité du pH au cours de la filtration. Où l'on observe parfois des pics, cela est dû à un décalage dans les temps de mesure. Ainsi, le passage à travers le filtre à sable n'a pas entraîné de modification significative de l'équilibre acido-basique de l'eau, et les valeurs mesurées demeurent comprises dans la plage recommandée (6,5–8,5) ce qui couvre une très large gamme et garantit la durabilité de l'équipement, notamment en termes de résistance au matériau et de stabilité opérationnelle [44].

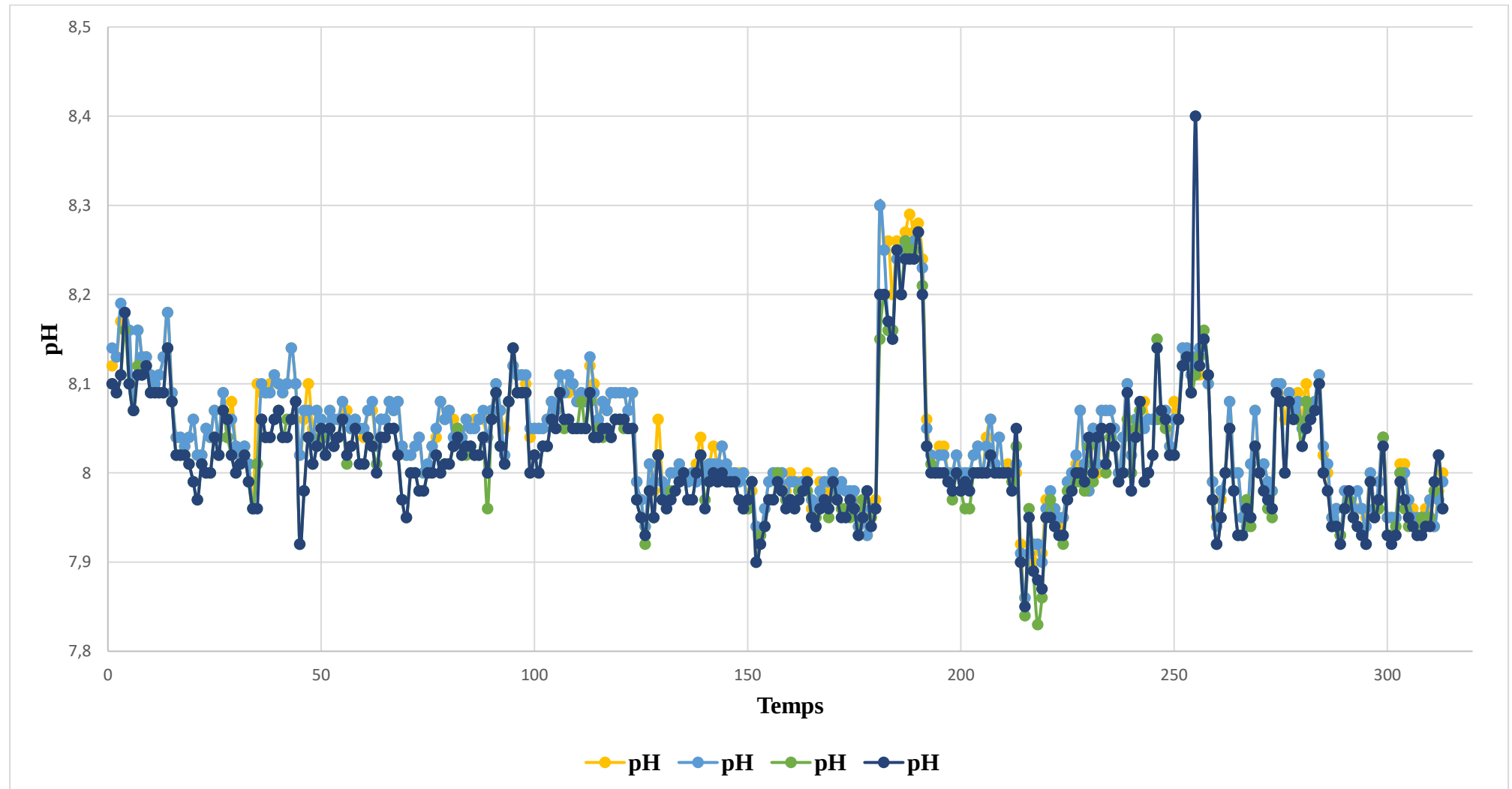
V.1.2.3 Variation de pH entre sortie des filtres à sable et sortie des filtres a cartouche :

Figure V, 6 : La variation de pH entre sortie des filtres à sable A et B et sortie des filtres a cartouche A et B en fonction du temps

Interprétation :

La figure (6) présente la variation de quatre courbes des valeurs du pH mesurées en fonction de temps(jours) entre la sortie filtre à sable A et B et sortie des filtres à cartouche A et B les mesures de pH au niveau du filtre à cartouche montrent une très légère diminution, passant de 8,28 à 8,27 et de 7,92 à 7,83. Ces écarts limités ($\leq 0,09$ unité) traduisent une stabilité chimique de l'eau, confirmant que la cartouche agit essentiellement par filtration physique sans altération notable de la composition chimique. En effet, les filtres à cartouche sont conçus comme des dispositifs physiques qui n'influencent pas significativement le pH de l'eau, tandis que les membranes d'osmose inverse situées en aval tolèrent généralement un pH d'entrée compris entre 2 et 11, avec une plage optimale souvent citée entre 5 et 8 pour maximiser leur durée de vie et leurs performances. Ainsi, un pH légèrement supérieur à 8, comme observé dans ce cas, demeure compatible avec la protection des membranes et confirme l'efficacité du filtre à cartouche comme étape de prétraitement de l'eau de mer [45].

V.1.3 Turbidité :

La turbidité constitue l'un des paramètres critiques dans le fonctionnement des installations de dessalement, en raison de son impact direct sur les étapes de prétraitement et sur les membranes d'osmose inverse. En effet, une turbidité élevée entraîne un encrassement prématuré des grilles de dégrillage, des filtres à sable et des filtres à cartouche, ce qui se traduit par une augmentation de la perte de charge, des besoins accrus en opérations de lavage et une usure accélérée des équipements. Lorsque les particules fines ne sont pas correctement retenues au stade du prétraitement, elles atteignent les membranes et provoquent leur colmatage (fouling), réduisant ainsi le flux de perméat, augmentant la consommation énergétique et diminuant la durée de vie des membranes. Ces phénomènes entraînent une hausse significative des coûts opérationnels, liée notamment à la fréquence des lavages chimiques, à la consommation de produits de maintenance et aux arrêts de production non planifiés. Par ailleurs, la turbidité favorise la prolifération bactérienne en offrant un support aux micro-organismes, ce qui accroît les risques de formation de biofilms et compromet la qualité de l'eau produite. Enfin, la variabilité de la turbidité impose des ajustements continus des conditions de coagulation-floculation, du débit de filtration et des cycles de lavage, ce qui nécessite une supervision rigoureuse et un pilotage optimisé de l'ensemble du système de traitement.

V.1.3.1 Variation turbidité entre sortie de bassin de captage et sortie des décanteurs A et B :

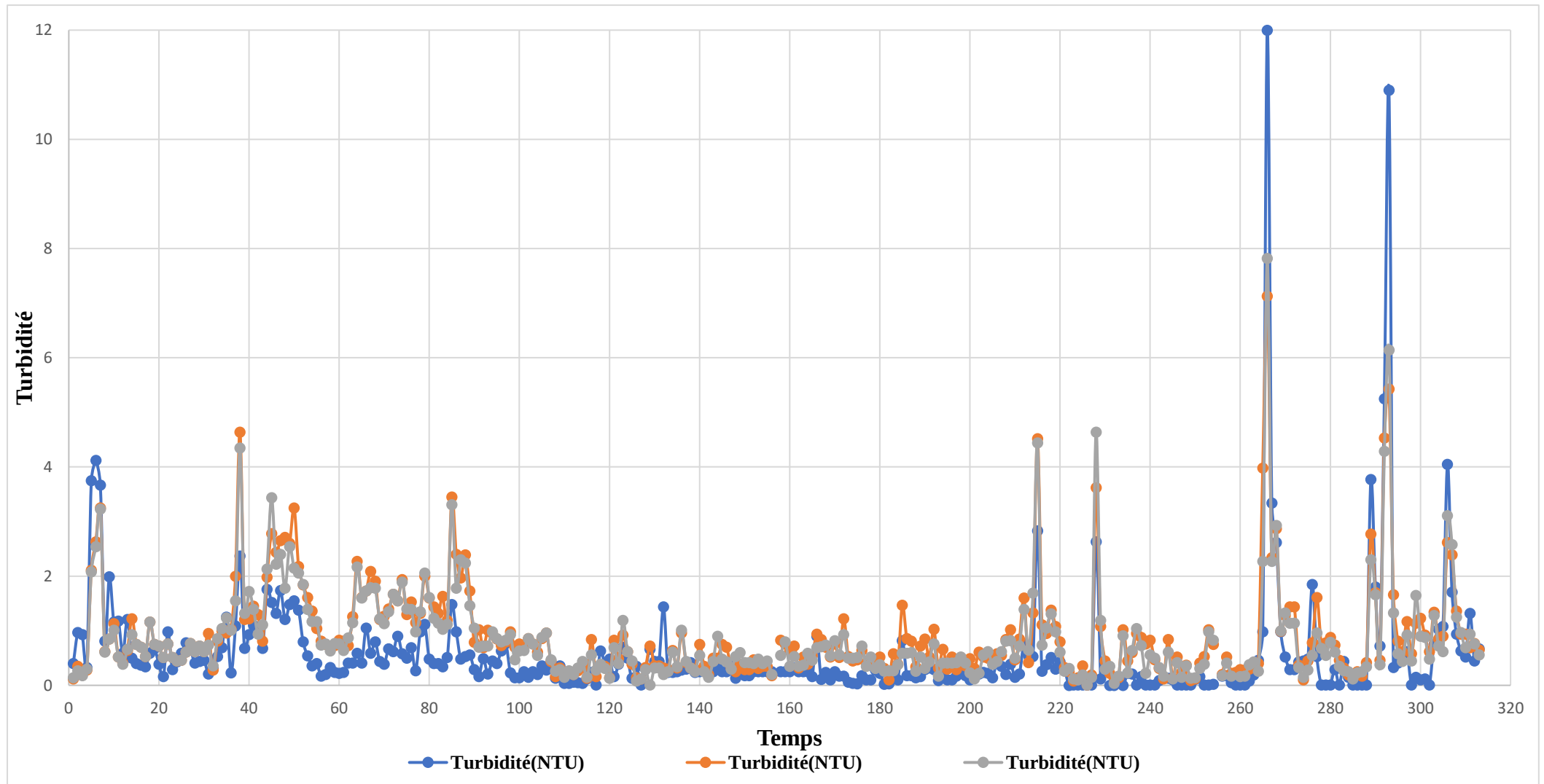
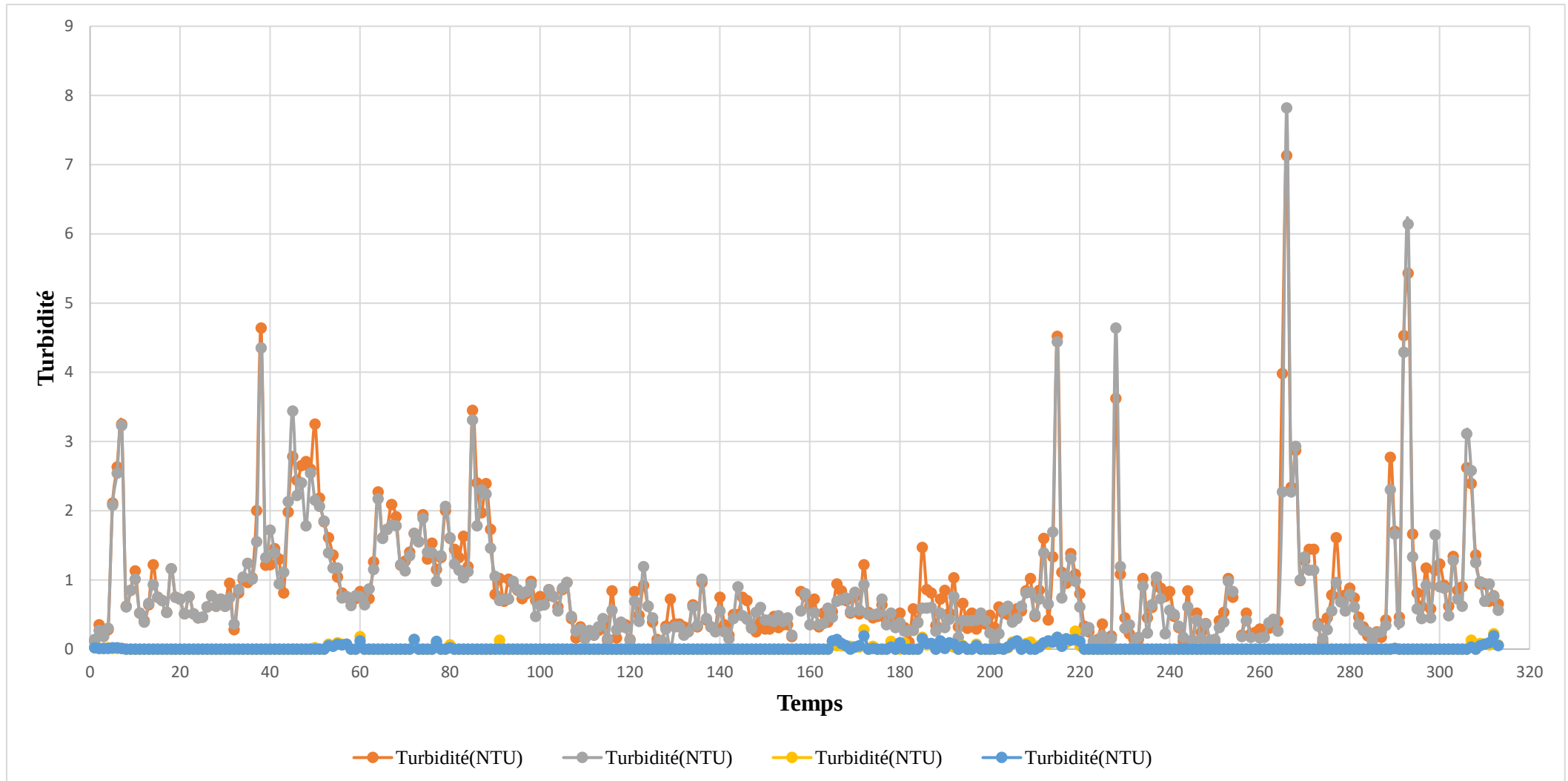


Figure V, 7 : La variation turbidité entre sortie de bassin de captage et sortie des décanteurs A et B en fonction du temps

Interprétation :

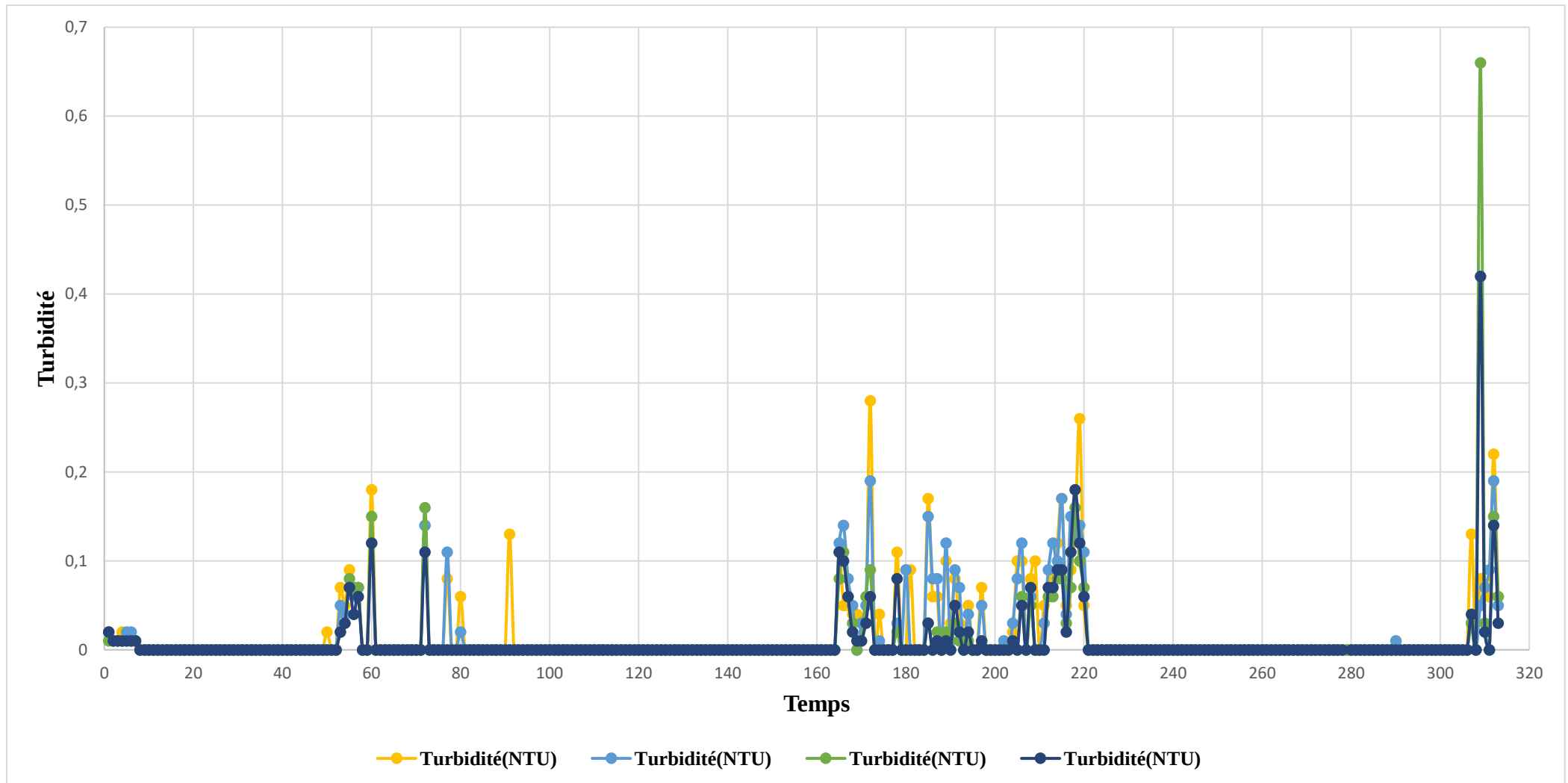
La figure (7) présente la variation de trois courbes des valeurs de la turbidité mesurée en fonction du temps (jours) entre la sortie de captage et la sortie des décanteurs A et B. Nous avons observé que les valeurs de turbidité enregistrées au bassin de captage étaient inférieures à 60 NTU, seuil maximal autorisé dans notre station d'étude. Un pic notable, atteignant 12 NTU. Cette valeur reflète l'influence directe des facteurs environnementaux sur la qualité de l'eau brute : fortes pluies, ruissellements, éboulements, remise en suspension des sédiments. Avec les valeurs de turbidité minimum à la sortie des décanteurs est 0,01 NTU, et un maximum de 7,24 NTU correspondant à une augmentation par rapport à la valeur d'entrée de 6,81 NTU. Des situations similaires ont également été constatées. En raison de l'absence de réaction du fer, la turbidité n'est pas seulement un indicateur de contamination, elle peut être affectée par la couleur de FeCl_3 dissous dans l'eau. Par ailleurs, on a des journées, révèlent une réduction significative de la turbidité, atteignant près de 50 %, avec des valeurs passant respectivement de 12,0 NTU à 7,13 NTU et de 10,9 NTU à 5,43 NTU. Ce comportement traduit une efficacité notable du processus de sédimentation, favorisée par des conditions hydrodynamiques et physico-chimiques adéquates.

V.1.3.2 La variation de la Turbidité entre les sorties des décanteurs et entrée des filtres à sable :

**Figure V, 8 :** La variation de la Turbidité entre les sorties des décanteurs et entrée des filtres à sable en fonction du temps

Interopération :

La figure (8) présente la variation de quatre courbes des valeurs de turbidité mesurées en fonction de temps(jours) entre sortie des décanteurs A et B et sortie des filtres à sable A et B, On observe que on a un pic de 0.28 NTU à la sortie de filtre avec un entré de 1.22 mais est également conforme aux normes de l'entrée de filtre a cartouche, Les données montrent une réduction significative de la turbidité entre l'entrée et la sortie du filtre à sable comme le cas où la turbidité à l'entrée était de 7.24 NTU, tandis que la sortie était inférieure à 0.01 NTU, ce qui indique une efficacité exceptionnelle du filtre. Les valeurs de turbidité à la sortie du filtre à sable sont toutes bien en dessous de 1 NTU, avec plusieurs mesures inférieures à 0.01 NTU. Cela indique que le filtre à sable capable d'éliminer presque toutes les particules en suspension et fonctionne très efficacement.

V.1.3.3 Variation de Turbidité entre les sorties des filtres à sable et les sorties des filtres à cartouche :**Figure V, 9 :** La variation de Turbidité entre les sorties des filtres à sable et les sorties des filtres à cartouche en fonction du temps

Interprétation :

La figure (9) présente la variation de quatre courbes des valeurs de la turbidité mesurée en fonction de temps (jours) entre sortie des filtres à sable A et B et sortie des filtres à cartouche A et B. Les valeurs de turbidité mesurées à la sortie des filtres à cartouche révèlent, dans la majorité des journées (environ 225 jours), une réduction significative par rapport à celles enregistrées à l'entrée. La turbidité est passée de 0,28 NTU à l'entrée à 0,09 NTU à la sortie. De manière générale, la plupart des valeurs de turbidité en sortie demeurent largement inférieures à 0,15 NTU, seuil considéré comme très favorable pour l'étape ultérieure d'osmose inverse. Toutefois, une anomalie a été observée où la turbidité en sortie (0,66 NTU) s'est révélée supérieure à celle de l'entrée (0,08 NTU). Ce résultat indique que le filtre à cartouche n'a pas assuré la réduction attendue de la turbidité, mais au contraire, entraîné une augmentation. Or, pour garantir une efficacité optimale de l'osmose inverse, il est généralement recommandé que la turbidité de l'eau d'alimentation reste inférieure à 0,5 NTU. Dans ce cas précis, la valeur de 0,66 NTU dépasse ce seuil, ce qui pourrait compromettre la performance du procédé d'osmose inverse.

V.2 Les causes potentielles :

- Surdosage de FeCl_3 : L'apport excessif de chlorure ferrique provoque une formation abondante de floccs de fer oxydé et mal flocculés, qui ne se déposent pas correctement dans le décanteur, et sont entraînés vers les ouvrages en aval, augmentant la turbidité.
- Conditions de pH non optimales : Un pH inadéquat peut altérer la coagulation et précipitation du fer, favorisant une meilleure dispersion des particules [44].
- Temps de séjour insuffisant dans le décanteur : Le phénomène de décantation est moins efficace, conduisant à un transport massif de particules vers les filtres.

V.3 Optimisation du prétraitement :

Dans le cadre de la station étudiée, les résultats de suivi ont montré que, dans certains cas, la turbidité à la sortie du décanteur était supérieure à celle mesurée à l'entrée, ce qui traduit un fonctionnement non optimal du procédé de coagulation-floculation. Une des causes probables est l'absence de réaction du Fe^{2+} causé par le surdosage en chlorure ferrique (FeCl_3) ou pH élevé [44], favorisant la formation de précipités colloïdaux de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ qui ne sont pas correctement éliminés et se retrouvent en suspension dans l'eau traitée. De plus, des observations de terrain lors de la visite des filtres à cartouche ont révélé la présence de dépôts rougeâtres, confirmés

analytiquement comme étant liés à des particules de fer oxydé. Ces constats renforcent l'hypothèse d'un dosage excessif ou mal ajusté du coagulant.

Pour éviter que les ions de fer (Fe^{2+} ou Fe^{3+}) ne passent directement dans les filtres à sable ou à cartouche, il est essentiel d'ajuster le pH par un acide avant coagulation, et favoriser leur oxydation et précipitation en amont du processus de filtration (bassin de décantation).

Plusieurs solutions efficaces, basées sur des techniques courantes, peuvent être mises en œuvre. Tout d'abord, l'aération par diffusion [46], ou oxygénation, repose sur l'injection d'air dans l'eau à travers des diffuseurs. Ces diffuseurs sont conçus pour créer de petites bulles d'air qui se dispersent dans le liquide. La surface de contact entre l'air et l'eau est ainsi maximisée, favorisant le transfert d'oxygène dissous dans l'eau. Cette introduction d'oxygène dissous permet une oxydation rapide du fer ferreux (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}), qui est une forme précipitante. Cette étape génère des floccs d'hydroxydes de fer insolubles, lesquels peuvent ensuite être retenus par les filtres.

L'aération par diffusion joue un rôle crucial dans ce contexte. Elle facilite non seulement l'oxydation du fer ferreux en fer ferrique, qui précipite sous forme d'hydroxyde ferrique insoluble, mais elle contribue également à la capture de ces particules par les processus de coagulation et de filtration. De plus, l'aération permet l'oxydation d'autres substances indésirables, telles que le manganèse ou la matière organique dissoute, tout en améliorant la formation et la stabilité des floccs. Cela se traduit par une meilleure efficacité de la coagulation-floculation. Enfin, en limitant la concentration de fer dissous résiduel, cette méthode réduit le risque de colmatage prématuré des membranes d'osmose inverse, garantissant ainsi la durabilité et l'efficacité de l'ensemble du système de traitement de l'eau.

V.4 Limites de conception de l'eau d'alimentation

La conception est faite avec les limites suivantes [46] :

- Fer, aluminium et manganèse : Pas plus de 0,05 mg/L
- Alimentation H_2S : Néant
- Teneur en graisse : Moins de 0,1 mg/L
- Huile d'alimentation, hydrocarbures <0.1 mg/l* Alimentation H_2S : Néant
- Teneur en graisse : Moins de 0,1 mg/L
- Huile d'alimentation, hydrocarbures <0.1 mg/l

- Matières solides en suspension : Moins de 30 ppm avant MMF, et 200 ppm avant Décanteur tubulaire [47]
- Baryum, le strontium, le fluorure : Néant

Conclusion :

L'analyse des données de suivi de l'année 2024 a permis de confirmer l'efficacité globale du système de prétraitement de la station. Les résultats montrent une bonne stabilité de la température, un contrôle satisfaisant du pH et une réduction significative de la turbidité, ce qui atteste de la performance des étapes de décantation et de filtration. Cependant, certaines anomalies ont été relevées, notamment la présence d'un excès de fer et de matières en suspension, attribuées à un surdosage en coagulant à l'entrée de l'osmose inverse. Ces observations mettent en évidence la nécessité d'un ajustement des doses de réactifs et d'un suivi plus rigoureux pour limiter les risques d'encrassement des membranes et améliorer la fiabilité de l'installation.

Ce constat ouvre la voie au chapitre suivant, consacré à l'étude de la performance et de l'optimisation du prétraitement, dans lequel des solutions techniques et des recommandations sont proposées afin d'améliorer le rendement du système, de réduire les coûts d'exploitation et de garantir une meilleure protection des membranes d'osmose inverse

Chapitre VI :

Performance et optimisation du prétraitement

Introduction :

Après l'analyse détaillée des paramètres de qualité de l'eau réalisée dans le chapitre précédent (turbidité, pH, température), ce chapitre se concentre sur l'évaluation globale de la performance de la chaîne de prétraitement de l'usine de dessalement étudiée. Cette évaluation a permis de vérifier la conformité des ouvrages par rapport aux spécifications de conception et d'identifier les éventuels dysfonctionnements pouvant affecter l'efficacité de la coagulation-floculation, de la décantation et de la filtration. Sur la base de ces constats, des actions d'optimisation sont proposées, notamment l'ajustement des paramètres de coagulation et de floculation, ainsi que l'intégration d'une étape d'aération par diffusion pour améliorer l'oxydation du fer et réduire le risque de colmatage en aval. Enfin, un dimensionnement préliminaire de cette étape d'aération est présenté pour évaluer sa faisabilité et son impact potentiel sur l'amélioration de la performance globale du prétraitement.

VI.1 Vérification de dimensionnement de la chaîne de prétraitement de l'usine de dessalement de Corso :

La station comprend un système de dégrillage manuel, un bassin de coagulation et floculation, un décanteur à lamelles et un filtre à sable.

VI.1.1 Dimensionnement du dégrilleur :

Pour dimensionner le dégrilleur, on doit déterminer la surface de la grille qui a pour rôle d'éliminer les déchets solides relativement volumineux. La formule est donnée par KIRSCHMER :

$$S = \frac{Q}{C \times V_e \times a}$$

Avec :

- ✓ **Q** : débit maximal à travers la grille 3910 m³/h soit 1,06 m³/s.
- ✓ **a** : Coefficient de passage libre donné par la relation

$$a = \frac{D_b}{D_b + e_b}$$

- ✓ **a** = 0,166

- ✓ **Ve** = Vitesse de l'écoulement à travers la grille (m/s) Sa valeur est comprise en générale entre 0,50 m/s et 1 m/s. Cette vitesse peut atteindre 1 à 1,20 m/s au débit maximal. On prend 1 m/s
- ✓ **C** : Coefficient de colmatage dépendant de la qualité de l'eau et du système de reprise des résidus.

Généralement : $0,1 < C < 0,3$ pour une grille manuelle. $0,4 < C < 0,5$ pour une grille automatique
On prend 0,3

AN :

$$S = 21 \text{ m}^2$$

La largeur de dérailleur :

$$L = Ne \cdot e + Nb \cdot b$$

- **Nb** : Nombre des barreaux
- **Ne** : Nombre d'espacement $Ne = Nb + 1$
- **e** : espacement entre les barreaux (m) est 25 mm
- **b** : diamètre des barreaux (m) est 5 mm
- ✓ On prend $L = 3 \text{ m}$

Calcul de nombre de barreaux :

$$Ne = Nb + 1$$

$$L = Ne \cdot e + Nb \cdot b$$

$$L = (Nb + 1) \cdot e + Nb \cdot b$$

$$Nb = 40$$

$$Ne = 41$$

Le dégrilleur, d'une surface de 21 m^2 et équipé de 40 barreaux, est conçu pour retenir une quantité importante de débris solides présents dans l'eau de mer, assurant ainsi la première étape de prétraitement. Dans la station étudiée, la surface réelle est légèrement supérieure (24 m^2). Cette différence reste très faible et n'a pas d'impact significatif sur l'efficacité de la grille ni sur la capacité de traitement de l'installation

Perte de charge :

Les pertes de charges à travers la grille sont données par l'équation de Kirschmer :

$$\Delta H = \beta (d/e)^{3/4} \sin \theta (v^2/2g)$$

- **d** : diamètre des barreaux (m) = 5 mm
- **e** : espacement entre les barreaux (m) = 25 mm
- **θ** : angle d'inclinaison de la grille par rapport à l'horizontal = 90°
- **β** : coefficient qui tient compte de la forme des barreaux
- **V** : Vitesse de l'eau $v = 1\text{m/s}$

Les valeurs de β sont représentées dans le tableau suivant :

Type de Barreau	β
Section rectangulaire	2.42
Section rectangulaire en semi-circulaire à l'amont	1.83
Section rectangulaire avec arrondi semi-circulaire à l'amont et à l'aval	1.67
Section circulaire	1.79
Section ovoïde avec une grande largeur à l'amont	0.76

On prend $\beta = 2.42$ pour section rectangulaire

Donc on trouve :

$$\Delta H = 0,036 \text{ m} = 36 \text{ mm} \leq 80 \text{ mm} \text{ alors la perte de charge à travers la grille est admissible}$$

La perte de charge mesurée au niveau du dégrilleur est de 0,036 m, ce qui traduit une circulation fluide de l'eau de mer à travers les barreaux sans provoquer de résistance hydraulique notable. Une telle valeur, relativement faible, témoigne d'un bon fonctionnement de l'ouvrage, limitant ainsi les risques d'engorgement et réduisant la fréquence des opérations de nettoyage et de maintenance

VI.1.2 Le traitement physicochimique :

L'objectif principal du prétraitement physico-chimique est de préparer l'eau brute de manière à optimiser l'efficacité des étapes ultérieures du traitement, telles que la filtration, la désinfection, ou l'osmose inverse dans notre cas le dessalement. Il contribue également à prolonger la durée de vie des équipements, à réduire les coûts d'exploitation, et à garantir que l'eau traitée réponde aux normes de qualité requises.

VI.1.2.1 Dimensionnement de système de coagulation :

La station comporte quatre bassins de coagulation, chaque bassin est équipé d'un agitateur mécanique, un coagulant qui neutralise les charges des particules est injecté afin d'assurer la déstabilisation des particules, l'eau est ensuite véhiculée vers la zone de floculation.

VI.1.2.1.1 Le volume d'un bassin :

Les quatre bâches de coagulation sont alimentées à partir de la station de pompage, chaque bache est alimentée par un débit de 1860m³/h. Le temps de séjour est autour d'une minute avec agitation rapide. On a :

$$V = Q.ts$$

Avec

- **V** : volume d'eau dans le bassin en m³
- **Q** : débit d'eau par compartiment = 1860 m³/h = 0.516m³ /s
- **Ts** : temps de séjour dans le bassin = 60 s [48]

Donc :

$$V = 30,96 \text{ m}^3$$

Le volume d'eau dans le bassin de coagulation est 30,96 m³ et le volume actuel dans la station est 32 m³

VI.1.2.1.2 Les dimensions des bâches :

La forme du bassin de coagulation peut varier en fonction de l'espace disponible et des contraintes de conception. Cependant, il est courant d'avoir un bassin rectangulaire dont la hauteur doit être supérieure ou égale la largeur du bassin

Dans le cas présent, Supposons que la profondeur de l'eau dans le réservoir soit d 3.5 m et, avec un volume de 31 m³, on peut calculer les dimensions du bassin comme suit :

$$31 \text{ m}^3 = \text{Longueur (L)} \times \text{Largeur (l)} \times 3.5 \text{ m}$$

En réorganisant la formule pour résoudre L et l, vous obtenez : $L \times l = 31 \text{ m}^3 / (3.4 \text{ m}) = 9.1 \text{ m}^2$

Une configuration possible serait un bassin rectangulaire de 3.4 m de longueur d'après les données réelles de la station et de 2.7m de largeur, donc le volume calculé du bassin de coagulation est de 32 m³, soit légèrement supérieur au volume indiqué dans les données de la

station (31 m³). Cet écart, inférieur à 5%, reste négligeable et n'a pas d'incidence sur le fonctionnement hydraulique ni sur l'efficacité du processus de coagulation.

Cette forme allongée de bassin de coagulation peut être adaptée à des applications nécessitant une coagulation plus efficace, car l'agitation peut optimiser les performances du processus.

VI.1.2.1.3 Dimensionnement de l'agitateur mécanique :

Pour cela on utilise la loi suivante :

Puissance requise pour le mélange :

$$P = G^2 \mu \times V1$$

Avec :

- **P** : Puissance requise pour le mélange Watts
- **G** : gradient de vitesse sec-1
- **μ** : Viscosité dynamique de l'eau N .sec/m² à 22°C
- **V1** : Volume à mélanger par un seul mixeur m³
- **G** : varie de 600 à 1000s-1 et dans notre cas est considéré 600 s-1 et On prend la viscosité dynamique de l'eau de mer égale à 0.9*10-3 N.s/m² et Le volume de bache 32 m³

$$P=10368 \text{ W}$$

La puissance de l'agitateur calculée est de 10 368 Watt, alors que la puissance installée dans la station est de 11 520 Watt. Cet écart reste modéré et peut être expliqué par un surdimensionnement volontaire lors de la conception. Cette marge de puissance permet de garantir un gradient de vitesse (G) suffisant, même en cas de variations de charge ou de conditions d'exploitation défavorables, assurant ainsi un mélange homogène et une coagulation optimale.

On calcule le diamètre de la turbine du mélangeur, nécessaire pour atteindre la puissance requise selon la loi :

$$Di = \left(\frac{P * gc}{Kt * n^3 * \rho} \right)^{1/5}$$

Avec :

- **Di** : diamètre de la roue (m)
- **g** : Accélération due à la gravité = 9.81 m/sec²
- **P** : Puissance requise pour le mélange = 10368 Watts = 10.368 kW
- **KT** : constante de la roue 6.3
- **n** : Vitesse de rotation en Hz= 63.00 tpm = 1.05 s⁻¹
- **ρ** : Masse volumique 1027kg/m³ a 22°C

Donc :

$$D= 1.60 \text{ m}$$

Le diamètre de la turbine de mélange calculé est de 1.60 m, alors que les données de la station indiquent un diamètre de 1.75 m. Cet écart reste relativement faible et peut être attribué aux tolérances de conception ou aux choix spécifiques du constructeur. Cette différence n'a pas d'impact significatif sur l'efficacité du mélange ni sur l'homogénéisation du coagulant dans le bassin

VI.1.2.1.4 Dosage de coagulant :

L'utilisation du FeCl₃ (chlorure ferrique) comme coagulant dans le processus de dessalement de l'eau de mer est moins courante que dans d'autres applications de traitement de l'eau, mais elle peut être envisagée dans certaines circonstances et peut être efficace pour réduire la turbidité de l'eau de mer en favorisant l'agglomération des particules en suspension. Cela peut être particulièrement utile dans le cas où l'eau de mer contient des particules fines ou des matières en suspension.

Calcul du débit de dosage :

$$Q_d = \frac{Q \times D_p}{1000 \times \rho_p \times C_d}$$

On a :

- **C_d** : Concentration de dosage : 40% [49]
- **D_p** : Dose optimale a utilisé : 10 ppm
- **ρ_c** : Masse volumique : 1.42 kg/l
- **Q** : Débit d'écoulement : 7440 m³/h

$$Q_d = 130.98 \text{ l/h}$$

Constatation :

Étant donné que le dimensionnement a été réalisé sur une hypothèse conservative ($MES = 200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \approx 60 \text{ NTU}$) alors que la turbidité maximale observée en 2024 est de 12 NTU, il est recommandé d'optimiser la consommation chimique par De l'essais de type Jar-Test. Cette essai permettent de déterminer la dose minimale efficace de FeCl_3 (et le cas échéant de flocculant) garantissant les objectifs de performance : turbidité post-traitement $< 1 \text{ NTU}$ (idéalement $< 0,5 \text{ NTU}$) et fer résiduel $< 0,1\text{--}0,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Il convient toutefois de souligner que l'un des inconvénients majeurs de l'utilisation du FeCl_3 réside dans la formation de précipités insolubles, en particulier les hydroxydes de fer. Ces dépôts peuvent s'accumuler dans les réseaux et engendrer des problèmes de colmatage des conduites, des pompes et des équipements, ainsi qu'un encrassement prématuré des membranes d'osmose inverse.

L'optimisation du dosage vise donc non seulement à réduire les coûts chimiques, mais également à limiter la production de boues, atténuer l'acidification du procédé et préserver la sûreté opérationnelle globale de la station »

VI.1.2.2 Dimensionnement de système flocculation :

Après la coagulation, l'eau passe dans huit bâches de flocculation, un flocculant (un polymère) est injecté qui joue le rôle d'une colle entre les particules et augmente leur masse afin d'aider leur séparation dans les décanteurs lamellaires. Chaque bache comporte un agitateur lent à faible vitesse.

VI.1.2.2.1 Volume de bassin :

Les huit bassins de flocculation sont alimentés par un débit $930 \text{ m}^3/\text{h}$ et le temps de séjour est environs 20 min On a :

$$V = Q \cdot t$$

$$V = 310 \text{ m}^3$$

VI.1.2.2.2 Les dimensions du bassin de flocculation :

La profondeur du bassin de flocculation peut varier en fonction des besoins du processus, mais elle est généralement comprise entre 3 et 5 mètres. Une profondeur de 4,2 mètres pourrait être une bonne option.

Avec une profondeur de 4,2 mètres On a :

$$S = V.H$$

- **S** : surface de l'ouvrage de floculation
- **V** : volume de l'ouvrage de floculation
- **H** : profondeur de l'ouvrage de floculation

$$S = 74 \text{ m}^2$$

- La forme de la base du bassin est en forme rectangulaire, les dimensions seront donc $10 \times 7,4 \times 4,2 \text{ m}^3$
- Le volume réel de l'eau dans le réservoir est 311 m^3
- Le temps de séjour réel de l'eau dans le réservoir est 20.06 min

Le volume calculé pour le bassin de floculation est de 311 m^3 , légèrement inférieur au volume indiqué dans les données de la station (320 m^3). Cet écart, d'environ 2,8 %, peut-être dû aux approximations de mesure ou aux tolérances de conception. Une telle différence reste négligeable et n'affecte pas de manière significative le temps de séjour ni l'efficacité du processus de floculation.

VI.1.2.2.3 Dosage de polymère :

Le polymère sera injecté dans le bassin de floculation grâce à une pompe doseuse qui fonctionne à un débit proportionnel au débit de l'eau brute :

$$Q_d = \frac{Q_t \times C_p \times 100}{P \times d}$$

- **Q_d** : Débit de la pompe doseuse ;
- **Q_t** : Débit total d'entrée ($7440 \text{ m}^3/\text{h}$) ;
- **C_p** : Dose optimal du floculant (0,5 ppm) ;
- **D** : densité (1,06)
- **P** : pourcentage de concentration (0,5) [49]

$$Q_d = 710.89 \text{ l/h}$$

VI.1.2.2.4 Agitation :

Le choix d'un système d'agitation pour un bassin de floculation dépend de plusieurs facteurs, notamment la taille du bassin, la profondeur, le débit d'alimentation, les caractéristiques de l'eau brute, et les objectifs de floculation.

Les turbines à mélange lent, également appelées turbines à faible vitesse, sont couramment utilisées dans les bassins de floculation. Elles fonctionnent à des vitesses de rotation lentes et créent un mouvement de mélange doux et uniforme dans le bassin. Cela permet aux agents de floculation d'être dispersés de manière homogène dans l'eau brute, favorisant la formation de floccs.

Le diamètre équivalent du bassin est donc :

$$D = \sqrt{\frac{4 \times S}{\pi}} = 9.7 \text{ m}$$

Le système d'agitation est placé à 1/3 de H

$$B = \frac{H}{3} = 1.4 \text{ m}$$

La puissance transmise : $P = G^2 \cdot \mu \cdot V = 1785.6 \text{ watt}$.

La puissance fournie par le moteur, sachant que le rendement est :

$$P_m = \frac{P}{\text{Rendement}} = 232 \text{ Watt}$$

D'après les résultats obtenus, le dimensionnement du bassin de floculation présente une bonne cohérence sur le plan théorique, notamment en ce qui concerne le dosage du flocculant ($\approx 710 \text{ L/h}$ de solution à 0,5 %), l'intensité de l'agitation ($G = 80 \text{ s}^{-1}$), valeurs qui se situent dans les plages recommandées pour assurer une floculation lente efficace. Le positionnement de l'agitateur à un tiers de la hauteur du bassin contribue également à un brassage homogène. Toutefois, l'analyse met en évidence une limite importante : le temps de séjour hydraulique calculé ($\approx 20.1 \text{ min}$) suffisant par rapport aux valeurs généralement préconisées (15–30 min),

VI.1.3 Dimensionnement de décanteur :

Le bloc lamellaire son dimensionnement est lie ou débit de point de l'installation et de la vitesse d'hazan retenue lors de, A pour but de permettre le dépôt des particules en suspension dans l'eau soit que ces particules existent dans l'eau brute ou bien résultent de l'action d'un réactif

chimique ajouté artificiellement, soit qu'elle résulte d'une floculation physique liée à une action biologique. Il existe deux types de décanteur :

- Décanteur simple : 'A flux horizontaux', ou, 'A flux verticaux'.
- Décanteur lamellaire.

L'un des principaux critères de conception et de fonctionnement d'un décanteur est le taux de débordement de surface, le débit de débordement (Q) de surface donne la vitesse de montée de l'eau et une surface d'eau (Sd) dite également surface de décantation, qui est le paramètre déterminant pour dimensionner un bassin de décantation.

VI.1.3.1 La surface totale projeté :

La formule pour la calculer est la suivante :

$$STP = \frac{Q}{Ch}$$

Avec :

- STP : surface décanteur m²
- Q : débit d'entre de décanteur 930 (m³/h).
- Ch : la charge hydraulique est donne 4 m³/m².h

$$STP = 232 \text{ m}^2$$

VI.1.3.2 Les dimensions du décanteur :

La longueur est déterminée en fonction de :

On prend la profondeur est 5m et avec la relation de : $L/H \geq 4.5$ donc $L = 22.5 \text{ m}$

$$STP = L \times l \quad \text{d'où} \quad l = \frac{STP}{L}$$

$$l = 10.33 \text{ m}$$

La relation entre la vitesse d'Hazan, le temps de séjour et la géométrie du système peut être approximée de la manière suivante :

$$V = \frac{L}{t} \text{ alors}$$

$$t = \frac{L}{V}$$

Où :

- V est la vitesse d'Hazan en unités de vitesse.
- L est la longueur caractéristique du trajet de l'eau à travers le système en unités de longueur (5m)

On cherche la vitesse d'Hazan

On pose que la vitesse de chute est égale à la vitesse de hazan et on calcule avec la formule de stocks :

$$V_H = V_s = \frac{g \times (\rho_p - \rho_e) \times d^2}{18\mu}$$

- ρ_p : masse volumique des particules est 1027 (kg/m³)
- ρ_e : masse volumique de fluide est 1000 (kg /m³)
- μ : viscosité dynamique de fluide 0.9 ×10⁻³ Pa·s
- g : accélération de la pesanteur (9,81 m/s²)
- d : diamètre de la particule (m)

Pourcentage et répartition des tailles de floccs à 10 mg/L FeCl₃

- À cette concentration, on observe couramment que la majorité des floccs ont une taille supérieure à 100 µm, ce qui est suffisant pour une décantation efficace.
- Des études indiquent qu'environ 70% à 90% des floccs peuvent avoir un diamètre entre 100 et 250 µm après une floculation douce efficace à cette dose.
- Les microflocs très fins (inférieurs à 50 µm) représentent une minorité, souvent formés immédiatement après coagulation sans floculation prolongée.
- Les floccs très gros (> 500 µm) sont rares ou instables à cette dose, car trop élevés en agitation ils se fragmentent.

Tableau VI. 1 : les résultats des vitesses d'hazan et temps de séjour des différentes tailles des floccs

Diamètre (µm)	Vitesse hazan (m/s)	Temps de Séjour
45	0.33×10^{-3}	4h12min
150	0.37×10^{-2}	23min
350	2×10^{-2}	4min

Les vitesses de hazan calculées pour les diamètres (45, 150 et 350 μm) sont respectivement $0,33 \times 10^{-3}$, $0,37 \times 10^{-2}$ et $2 \times 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, ce qui correspond à des temps de traversée de la colonne utile ($H \approx 5 \text{ m}$) de $\approx 4 \text{ h } 12 \text{ min}$, 23 min et 4 min , les particules de 350 μm se déposent très rapidement, celles de 150 μm nécessitent un temps de séjour modéré ($\approx 23 \text{ min}$) pour être correctement retenues, et les particules fines de 45 μm ne peuvent être éliminées par décantation seule dans des temps de séjour réalistes. Il est donc nécessaire d'améliorer la floculation (augmentation de la taille des floes) ou opérationnels (dosage de coagulant, aération par diffusion) afin d'assurer une rétention efficace des fines particules et de protéger les ouvrages en aval.

VI.1.4 Filtre de sable :

La filtration est une technique utilisée pour purifier l'eau contenant des particules en suspension, en la faisant traverser un lit composé d'un matériau granulaire. Ce milieu est poreux.

Filtration à sable rapide sous pression :

Le filtre horizontal sous pression fonctionne avec une filtration en flux descendant à travers deux couches de médias et un support :

- 1) Une couche supérieure de filtralité
- 2) Une couche inférieure composée de sable,
- 3) Un gravier de soutien, ce dernier se trouve directement au-dessus du fond du filtre et sert à maintenir le sable filtrant intermédiaire.

VI.1.4.1 La vitesse de filtration :

Les filtres fermés sous pression acceptent des vitesses de filtration beaucoup plus élevées que les filtres ouverts. Les valeurs varient de 5 à 20 $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$ et la chute de pression peut s'élever jusqu'à 1,5 bar [49].

VI.1.4.2 Calcul de la surface filtrante S :

Il existe 16 filtres dans la station alimentée par un débit unitaire de $465 \text{ m}^3/\text{h}$ avec un temps de fonctionnement de 24h Le calcul de la surface filtrante dépend du débit unitaire et de la vitesse de filtration. Elle est donnée par la formule suivante :

$$S = \frac{Q}{v}$$

Avec :

- **S** : Surface filtrante (m²).
- **Q** : débit unitaire 465 (m³/h)
- **V** : Vitesse de filtration est choisie de telle façon que le régime de filtration reste en régime laminaire, nous avons pris : 9 m/h.

$$S = 51.6\text{m}^2$$

Calcul des pertes de charge initiale dans le filtre à sable :

Pour calculer les pertes de charge, on commence d'abord par calculer le nombre de Reynolds particulaire donné par l'équation :

$$Re_y = \frac{\rho \times D_p \times V}{\mu}$$

Avec :

- **ρ** : Masse volumique de l'eau de filtration (1010 Kg/ m³).
- **D_p** : diamètre de la particule en m
- **μ** : Viscosité dynamique de l'eau (0.9×10⁻³Pa.s) a 22°C la température moyenne dans filtre a sable.
- **V** : Vitesse de filtration (5 à 20 m/h), nous avons pris 9 m/h.

La vitesse de filtration est choisie de telle façon que le régime de filtration reste en régime laminaire. Les valeurs sont représentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau VI. 2 : Les valeurs du nombre de Reynolds de différentes couches

La couche	Nombre de Reynolds
Filtralite	3.99
Sable	1.71
Gravier	8.55

Donc, dans les trois cas $Re_y < 10$, alors le régime d'écoulement dans le filtre est bien laminaire. Les pertes de charges se calculent à partir de l'équation de Blake-kozeny

$$\Delta P = \frac{150(1-\epsilon)^2 \cdot L \cdot \rho \cdot V^2}{Re_y \cdot \epsilon^3 \cdot D_p}$$

- **Rey** : nombre de Reynolds particulaire
- **ρ** : Masse volumique de l'eau de filtration (1027 Kg/ m³).
- **ϵ** : Porosité de la couche filtrante.
- **μ** : Viscosité dynamique. De l'eau (0. 0009Pa.s).
- **V** : Vitesse de filtration 9 m/h.

Les résultats de calcul sont présentés dans le tableau

Tableau VI. 3 : Calcul de la perte de charge initiale dans le filtre à sable

Les couches	Diamètre (mm)	Porosité ϵ	La hauteur (m)	Nombre de Reynolds	Perte de charge (mce)
Filtre a lite	1,4	0,55	0,6	3.99	0.013
Sable	0,6	0,45	0,4	1.71	0.127
gravier	3	0,65	0,2	8.55	0.34×10^{-3}
				Total	0 .14

La perte de charge totale mesurée à travers les différentes couches du filtre (gravier, filtre a lite et sable) est de 0,14 mce. Cette valeur est relativement faible et reste bien inférieure au seuil critique généralement fixé à 0,5–0,7 mce pour déclencher un lavage. Cela indique que le filtre fonctionne en régime propre, avec une résistance hydraulique minimale, et qu'il conserve une bonne capacité de rétention sans entraîner de perte excessive de charge dans le système.

VI.1.5 Dimensionnement de Filtre a cartouche :

Fonction du système :

Le système de filtration à cartouches fait partie du prétraitement de l'eau de mer avant son dessalement dans les modules d'osmose inverse. L'objectif de ce système est d'effectuer une filtration de sécurité pour retenir les particules de taille inférieure qui pourraient endommager les équipements du système.

Afin d'assurer une protection optimale des membranes d'osmose inverse, il est recommandé d'utiliser une cartouche de microfiltration présentant un seuil de rétention de 5 micromètres (μm) et une efficacité de filtration de 99,9 %. Autrement dit, cette cartouche retient efficacement 99,9 % des particules de taille supérieure ou égale à 5 μm présentes dans l'eau, constituant ainsi

une barrière fiable contre les contaminants susceptibles d'endommager les membranes et de réduire leur durée de vie.

Les données de calcul :

- Diamètre du cartouche : 1016 mm pour 40 pouces
- Longitude du cartouche : 63 mm
- Débit pour chaque filtre : 930 (m³/h)
- Perte de charge : 1bar
- Vitesse de filtration : 6.5 (m/h)
- Seuil de rétention : 5 µm
- Capacité de filtration : 99%

VI.1.5.1 Calcul du filtre a cartouche :

La surface de chaque cartouche

S= diamètre × longitude

$$S=0,06m^2$$

VI.1.5.2 Calcul le nombre des cartouches pour chaque filtre :

$$N=\frac{Q}{V \times S}$$

D'où

$$N = 2384 \text{ cartouches}$$

Donc on prend chaque filtre contient 2384 cartouches type polypropylène enroulée alors on

Calcule la surface totale des cartouches par un seul filtre :

$$St = S \times N$$

$$St = 143 \text{ m}^2$$

VI.1.6 Dimensionnement d'aération par diffusion :**Aération par diffusion :**

Il existe différentes méthodes pour alimenter les bassins d'aération en oxygène, mais les deux plus courantes sont l'agitation de surface et l'aération par diffusion de bulles. Ce système d'aération présente plusieurs avantages par rapport à l'aération de surface, notamment la possibilité de réchauffer l'air entrant (Alter, 1969). Le système d'aération par diffusion implique la diffusion d'air, sous forme de bulles, dans le liquide par des petites ouvertures. Les dispositifs d'aération peuvent être divisés en diffuseurs à fines bulles et à grosses bulles. Dans les dispositifs à fines bulles, des bulles d'air se forment à la surface des diffuseurs, tandis que dans les autres types, l'air se fragmente en bulles après sa sortie. Ces diffuseurs sont généralement situés près du fond et sur un côté du réservoir. En raison de la faible densité du mélange air-eau au-dessus des sorties d'air, ainsi que du sens de liquéfaction, un mouvement spiral ascendant et circulant du mélange se produit dans tout le réservoir.

Pour le prétraitement de l'eau de mer, l'DOA est principalement dictée par l'oxydation des espèces dissoutes telles que le fer ferreux, le manganèse et les sulfures. Et pour notre station on propose

En raison du problème identifié dans la station, notamment la présence de fer résiduel susceptible d'atteindre les filtres à cartouche et d'augmenter le risque de colmatage des membranes d'osmose inverse, nous avons recherché des solutions techniques pour améliorer l'efficacité du prétraitement. D'après l'étude bibliographique et les recommandations de la littérature, l'ajout d'une étape d'aération par diffusion en amont de la coagulation ou dans bassin de décantation constitue une solution appropriée. Cette opération permettra l'oxydation du fer ferreux (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}), facilitera la formation de flocs plus denses et donc plus facilement décantables, et contribuera à réduire la turbidité résiduelle en sortie de décanteur. L'amélioration de la clarification en amont assurera une meilleure protection des filtres à cartouche et prolongera la durée de vie des membranes.

Dans la section qui suit, nous procéderons au dimensionnement détaillé du système d'aération par diffusion pour la station étudiée : calcul de la demande en oxygène, la Concentration d'Oxygène à Saturation, Calcul de la Demande en Oxygène Standard, Débit d'Air, et nombre de diffuseurs [50].

VI.1.6.1 Calcul de la Demande en Oxygène Actuelle (DOA) :

Pour le prétraitement de l'eau de mer, l'AOR est principalement dictée par l'oxydation des Espèces dissoutes telles que le fer ferreux, le manganèse et les sulfures.

Formule :

$$DOA = (Q \times (C_{Fe^{2+}} \times 0.14 + C_{Mn^{2+}} \times 0.29 + C_{S^{2-}} \times 2.0)) + (Q \times (C_{cible} - C_{initiale}))$$

Où :

- DOA: Demande en oxygène actuelle (kg O₂/jour ou kg O₂/heure)
- Q : Débit d'eau de mer à traiter (m³/h).
- C_{Fe²⁺} : Concentration de fer ferreux dans l'eau de mer brute est ≤0.05mg/l on prend 0.02 mg/L.
- C_{Mn²⁺} : Concentration de manganèse dans l'eau de mer brute est 1400 mg/l.
- C_{S²⁻} : Concentration de sulfures (H₂S) dans l'eau de mer brute (mg/L) et dans notre cas est négligeable.
- 0.14, 0.29, 2.0 : Coefficients stœchiométriques d'oxygène requis par mg de Fe²⁺, Mn²⁺ et S²⁻ respectivement.
- C_{cible} : Concentration en oxygène dissous souhaitée dans le bassin et varie généralement entre 4 et 6 mg/l on prend 6mg/l.
- C_{initiale} : Concentration en oxygène dissous initiale de l'eau de mer est environ 7 et 8 mg/L. a 20°C on prend 7.5 mg/l

AN :

$$DOA = 3 \text{ kg O}_2/\text{h}$$

La valeur de DOA de 3 kg O₂/h, équivalente à environ à 0.406 mg/L, est cohérente et réaliste pour la station. Elle correspond aux besoins typiques en oxygène pour le prétraitement, notamment l'oxydation du fer, du manganèse. Cette valeur est un point de départ solide pour le dimensionnement du système d'aération, contrairement à la valeur précédente absurde.

VI.1.6.2 Calcul de la Concentration d'Oxygène à Saturation dans les Conditions de Service (CsT) :

La solubilité de l'oxygène dans l'eau de mer est significativement affectée par la salinité et la température. La formule doit intégrer ces facteurs.

$$CsT = C_{s \text{ eau claire}} \times \beta \times (1 + 0.017 \times (20 - T)) \times (P_{\text{atm}} / 101.325)$$

Où :

- CsT : Concentration d'oxygène à saturation dans les conditions de service (mg/L).
- $C_{s \text{ eau claire } 20^{\circ}\text{C}}$: Concentration d'oxygène à saturation dans l'eau claire à 20°C et 1 atm (généralement 9.09 mg/L).
- β : Facteur de correction pour la salinité (généralement entre 0.85 et 0.95 pour l'eau de mer, ou calculé à partir de la salinité spécifique de 35g/l). Ce facteur est crucial pour l'eau de mer. On prend 0.9
- T : Température de l'eau 25 (°C).
- P_{atm} : Pression atmosphérique locale (kPa). (1 atm = 101.325 kPa).

AN:

$$CsT = 7.48 \text{ mg/L}$$

VI.1.6.3 Calcul de la Demande en Oxygène Standard (DOS) :

Le DOS est la quantité d'oxygène que le système d'aération doit transférer dans des Conditions standard (eau claire, 20°C, 1 atm, 0 mg/L d'OD). C'est la valeur de référence pour La sélection des équipements d'aération.

Formule :

$$DOS = DOA / [\alpha \times ((\beta \times C_{s \text{ eau claire}} \times (1 + 0.017 \times (20 - T)) \times (P_{\text{atm}} / 101.325)) - C_{\text{cible}}) / C_{s \text{ eau claire } 20^{\circ}\text{C}} \times \theta^{(T-20)}]$$

Cette formule peut être simplifiée en utilisant CsT calculé à l'étape 2 :

$$DOS = DOA / [\alpha \times (CsT - C_{\text{cible}}) / C_{s \text{ eau claire } 20^{\circ}\text{C}} \times \theta^{(T-20)}]$$

Où :

- DOS : Demande en oxygène standard (kg O₂/jour ou kg O₂/heure).
- DOA : Demande en oxygène actuelle (calculée à l'Étape 1).
- α (alpha) : Facteur de correction pour la qualité de l'eau de mer.

- C_{sT} : Concentration d'oxygène à saturation dans les conditions de service (calculée à l'Étape 2).
- C_{cible} : Concentration en oxygène dissous souhaitée dans le bassin (mg/L).
- $C_{s\text{ eau claire } 20^{\circ}\text{C}}$: Concentration d'oxygène à saturation dans l'eau claire à 20°C et 1 atm (9.09 mg/L).
- θ (thêta) : Coefficient de correction de la température (1.024).
- T : Température de l'eau ($^{\circ}\text{C}$).

AN:

$$\text{DOS} = 2.74 \text{ mg/l} = 20.37 \text{ kg O}_2/\text{h}$$

VI.1.6.4 Calcul du Débit d'Air Requis (Q_{air}) :

Le débit d'air nécessaire est calculé à partir du SOR et de l'efficacité de transfert d'oxygène Standard (SOTE) des diffuseurs.

Formule :

$$Q_{air} = \text{DOS} / (\text{SOTE} \times D_s \times F_{O_2})$$

Où :

- Q_{air} : Débit d'air requis (m^3/heure ou m^3/minute).
- DOS : Demande en oxygène standard ($\text{kg O}_2/\text{heure}$ ou $\text{kg O}_2/\text{minute}$).
- SOTE : Efficacité de transfert d'oxygène standard des diffuseurs (exprimée en fraction, par exemple 0.20 pour 20%). Cette valeur est fournie par le fabricant des diffuseurs.
- D_s : Densité de l'air dans les conditions standard (environ 1.29 kg/m^3 à 0°C et 1 atm, ou ajustée pour 20°C et 1 atm).
- F_{O_2} : Fraction d'oxygène dans l'air (environ 0.21 pour l'oxygène en volume).

AN :

$$Q_{air} = 375.97 \text{ m}^3/\text{h}$$

VI.1.6.5 Détermination du Nombre de Diffuseurs :

Le nombre de diffuseurs est calculé en divisant le débit d'air total requis par le débit d'air Maximal recommandé par diffuseur.

Formule :

$$\text{Nombre de diffuseurs} = Q_{air} / Q_{air \text{ max par diffuseur}}$$

Où :

- Débit air max par diffuseur : Débit d'air maximal recommandé par le fabricant pour un diffuseur donné ($\text{m}^3/\text{heure}/\text{diffuseur}$ ou $\text{m}^3/\text{minute}/\text{diffuseur}$).

Il est important de ne pas dépasser le débit maximal recommandé par diffuseur pour Assurer une bonne performance, une distribution uniforme de l'air et une longue durée de

Vie des diffuseurs.

On a 3 types de diffuseur

Diffuseur à bulle :

Les diffuseurs à bulles sont des dispositifs simples et efficaces qui produisent des bulles d'air pour favoriser l'oxygénation de l'eau. Ils sont généralement constitués de tubes perforés ou de membranes qui permettent à l'air de s'échapper sous forme de bulles. Ces diffuseurs sont particulièrement adaptés aux applications à faible profondeur et à des eaux peu chargées en particules. Bien qu'ils soient moins efficaces dans des environnements très salins ou chargés, leur coût abordable et leur facilité d'installation en font un choix populaire pour de nombreuses stations de dessalement. Leur performance peut être optimisée en les plaçant stratégiquement pour maximiser la surface de contact entre l'air et l'eau.

$$\text{Nombre de diffuseur à bulle} = \frac{Q_{air}}{Q_{air \text{ max par diffuseur}}}$$

$$Q_{air \text{ max par diffuseur}} : 2 \text{ m}^3 / \text{h}$$

$$\text{Nombre de diffuseur à bulle} = 189 \text{ diffuseurs}$$

Diffuseur à membrane :

Les diffuseurs à membrane sont conçus pour créer des bulles fines qui augmentent considérablement la surface de contact avec l'eau, améliorant ainsi l'efficacité de l'oxygénation. Ces diffuseurs utilisent des membranes poreuses pour générer des bulles d'air, ce qui permet une dissolution plus efficace de l'oxygène dans des eaux salines. Ils sont souvent utilisés dans des applications industrielles et municipales où une haute performance est requise. Bien que leur coût d'achat soit légèrement plus élevé que celui des diffuseurs à bulles, leur durabilité et leur efficacité à long terme en font un choix privilégié pour les stations de dessalement qui nécessitent une oxygénation optimale.

$$\text{Nombre de diffuseur} = \frac{Q_{air}}{Q_{air \text{ max par diffuseur}}}$$

$$Q_{air \text{ max par diffuseur}} : 3 \text{ m}^3 / \text{h}$$

$$\text{Nombre des diffuseurs} = 125 \text{ diffuseurs}$$

Diffuseurs à Jet :

Les diffuseurs à jet sont des dispositifs avancés qui utilisent un jet d'air pour créer une agitation dans l'eau, favorisant ainsi une dissolution rapide de l'oxygène. Ces diffuseurs sont

particulièrement efficaces dans des applications nécessitant une forte turbulence, ce qui les rend idéaux pour des environnements où une oxygénation rapide est cruciale. Bien que leur coût soit généralement plus élevé que celui des autres types de diffuseurs, leur capacité à traiter efficacement des volumes d'eau importants en fait un investissement rentable pour les stations de dessalement. En intégrant ces diffuseurs dans le système de traitement de l'eau, les exploitants peuvent améliorer considérablement la qualité de l'eau et l'efficacité globale du processus de dessalement.

$$\text{Nombre de diffuseur} = \frac{Q_{air}}{Q_{air \text{ max par diffuseur}}}$$

$$Q_{air \text{ max par diffuseur}} : 5\text{m}^3 / \text{h}$$

$$\text{Nombre de diffuseur} = 75 \text{ diffuseurs}$$

Le dimensionnement réalisé confirme la faisabilité de l'intégration d'une aération par diffusion dans le bassin de décantation, permettant d'optimiser l'oxydation du fer, d'améliorer la coagulation-floculation et de renforcer la protection des étapes aval, notamment les filtres et les membranes d'osmose inverse

Conclusion :

L'analyse de performance et le dimensionnement des différentes étapes de la chaîne de prétraitement de l'usine de dessalement de Corso ont permis d'évaluer la conformité des ouvrages existants et de proposer des améliorations ciblées. Les résultats montrent une bonne cohérence entre les volumes et les puissances calculés et les données réelles de la station, confirmant la validité du dimensionnement initial. Toutefois, la présence de fer résiduel en aval du décanteur souligne la nécessité d'optimiser le processus, notamment par l'ajustement des doses de coagulant et de floculant sur la base d'essais de jar-test, ainsi que par l'intégration d'une étape d'aération par diffusion.

Le dimensionnement proposé de ce système d'aération démontre sa faisabilité technique et son intérêt pour améliorer l'oxydation du fer, réduire la turbidité résiduelle et protéger les étapes aval, en particulier les filtres à cartouche et les membranes d'osmose inverse. Cette approche d'optimisation contribue ainsi à renforcer la fiabilité du prétraitement, à réduire les coûts d'exploitation et à garantir la production d'une eau de qualité conforme aux exigences du dessalement.

Conclusion générale

Ce travail a été consacré à l'étude et à l'évaluation du système de prétraitement de la station de dessalement d'eau de mer de Corso (SDEM). Dans un premier temps, nous avons rappelé le contexte mondial et national du dessalement ainsi que les principes fondamentaux de l'osmose inverse, afin de mettre en évidence l'importance d'un prétraitement efficace pour assurer la protection et la longévité des membranes. Ensuite, nous avons détaillé les différentes étapes du prétraitement, avec un focus particulier sur la coagulation-floculation, avant de présenter la zone d'étude et les équipements constituant la chaîne de traitement.

L'analyse des données de suivi de l'année 2024 a permis de mettre en évidence la stabilité de la température, le bon contrôle du pH et la réduction significative de la turbidité tout au long du processus, confirmant ainsi l'efficacité des étapes de décantation et de filtration sur sable. Toutefois, certaines anomalies ont été détectées, en particulier la présence d'un excès de fer et de matières en suspension attribuées à un surdosage en coagulant à l'entrée de l'osmose inverse, ce qui pourrait accroître le risque d'encrassement des membranes et nécessiter des ajustements dans le dosage des réactifs et le suivi opérationnel.

Ces résultats confirment la performance globale du système de prétraitement tout en mettant en évidence la nécessité de renforcer la surveillance en continu et d'optimiser certaines étapes critiques, en particulier la coagulation-floculation, afin d'améliorer la fiabilité du procédé et de réduire les coûts d'exploitation. Ce travail mérite d'être poursuivi, car il pourrait servir de base pour développer à la fois des sujets de doctorat et des projets d'ingénierie visant l'optimisation du prétraitement et l'amélioration de la durabilité des membranes d'osmose inverse.

Références

- [1] Maurel, A. (2006). Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres et autres procédés non conventionnels d'approvisionnement en eau douce (2^e éd.). Tec & Doc / Lavoisier.
- [2] Chaouay, A., Okhrib, R., Hilali, M., Bazzi, L., Chahid, A., & Khiri, F. (2016). Contribution à l'étude de l'analyse physico-chimique et de la contamination métallique de l'eau de mer du littoral d'Agadir (Sud du Maroc). *Journal of Materials and Environmental Science*, 7(8), 2748–2759.
- [3] Metahri, M. S. (2012). Élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes : Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou (Thèse de doctorat). Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, Algérie.
- [4] Belghiti, M. L., Chahlaoui, A., Bengoumi, D., & El Moustaine, R. (2013). Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe Plio-Quaternaire dans la région de Meknès (Maroc). *Larhyss Journal*, 14, 21–36.
- [5] Rodier, J., Geoffray, C., & Rodi, L. (1984). L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer : chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie. Dunod.
- [6] Blum, A., Rouzeau, O., & Guiraud, A. (2014). Suivi de la turbidité des eaux de Guyane : État des lieux et recommandations. Approche par télédétection (Rapport BRGM/RP-61632-FR). BRGM.
- [7] Monique, H. (1991). Les eaux naturelles et les eaux de consommation. Saint Laurent.
- [8] Tata Ducru, F. (2009). Dessalement de l'eau de mer : bilan des dernières avancées technologiques, bilan économique, analyse critique en fonction des contextes.
- [9] Du Plessis, J. A., Burger, A. J., Swartz, C. D., & Musee, N. (n.d.). Desalination guide for South African municipal engineers. Water Research Commission (WRC).
- [10] Kucera, J. (2016). Reverse osmosis: Industrial applications and processes. Wiley.
<https://doi.org/10.1002/9781119145776>
- [11] Arzate, A. (2008). Procédés de séparation de membranes et leur application dans l'industrie alimentaire. Rang Lainesse, Saint Norbert d'Arthabaska, Québec
- [12] Baudish, P. A., Lavery, H. A., Burch, R. N., Pain, D. D., Franklin, D. G., & Banks, P. J. (2011, September 4–9). Design considerations and interactions for tunnelled seawater intake

and brine outfall systems. IDA World Congress, Perth, Western Australia. Ref: IDAWC/PER11-242.

[13] Romtec Utilities. (2023, January 16). [Titre de la ressource ou page]. (Si c'est un site web, ajoute l'URL ici.)

[14] Voutchkov, N. (n.d.). Pretreatment for reverse osmosis desalination (p. 95). Water Globe Consultants, LLC, Winter Springs, Florida, United States.

[15] Techniques de l'Ingénieur. (2025). Décantation. Dans Traitement des eaux avant utilisation – Matières particulaires.

[16] Intec America. (2022). Backwash water filter system, backwashing filters, multimedia filters. (Ajoute l'URL si disponible)

[17] Cescon, A., & Jiang, J. Q. (2020, December 1). Filtration process and alternative filter media material in water treatment. Water. <https://doi.org/10.3390/w12233802>

[18] Voutchkov, N. (2012, December 6). Desalination engineering: Planning and design. McGraw-Hill Professional.

[19] Nechad, A. (2009). Élaboration d'une membrane de filtration d'eau à base de polyéthylène basse densité et de gypse de Bouzgaïa (Mémoire de Magister). Université Hassiba Benbouali de Chlef.

[20] Baker, R. W. (2000). Membrane technology and applications (2^e éd., pp. 237–238). Wiley.

[21] Sidy Mambaye, L. (1994). Rétention des ions métalliques par complexation ultrafiltration : Application au cadmium (Thèse de doctorat). Université Cheikh Anta Diop de Dakar

[22] kurita handbook ok water treatment second english edition

[22] Kurita Water Industries Ltd. (1999). Kurita Handbook of Water Treatment (2^e éd., version anglaise). Kurita Water Industries, Tokyo.

[23] Dihang, M. D. (2001). Mécanismes de coagulation et de floculation de suspensions d'argiles diluées rencontrées en traitement des eaux (Thèse de doctorat). Université Paul Sabatier, Toulouse, France.

- [24] El Hefnawy, C. (2012). Conception de station d'épuration (Mémoire de master). Conservatoire National des Arts et Métiers, Paris, France.
- [25] Boeglin, J. L. (2002). « Les traitements des eaux usées : État des lieux et perspectives ». Eaux et Territoires, 2, 25-40.
- [26] Kane, M. (2017). Analyse et traitement des eaux d'Oued Fès par le procédé de coagulation-floculation (Mémoire de master). Université de ... [à compléter avec l'université si connue].
- [27] Lengo, K. (1994). Effets comparés de divers coagulants sur l'enlèvement de la matière organique des eaux à potabiliser – Influence de la préhydrolyse (Mémoire de maîtrise). Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal, Canada.
- [28] Marchand, M. (n.d.). « Considérations sur les formes physico-chimiques du cobalt, manganèse, zinc, chrome et fer dans une eau de mer enrichie ou non de matière organique ». Laboratoire de Radioécologie Marine, Commissariat à l'Énergie Atomique, France.
- [29] Letterman, R. D. (1999). Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies (5^e éd.). AWWA, McGraw-Hill.
- [30] Sibony, A., Bouchard, C., & Dufour, M. (1993). « Élimination des métaux lourds dans les eaux usées par traitement physico-chimique ». Revue des Sciences de l'Eau, 6(4), 481-502.
- [31] Masschelein, W. J. (1992). Unit Processes in Drinking Water Treatment (1^{re} éd.). CRC Press.
- [32] McClelland, J. L., et al. (1999). Water Quality and Treatment: A Handbook on Drinking Water. AWWA, McGraw-Hill.
- [33] Service Géologique Régional Alsace (n.d.). « Problème de fer et de manganèse dans les eaux souterraines en Alsace ». 204, route de Schirmeck, 67200 Strasbourg, France.
- [34] Metcalf & Eddy, Inc. (2014). Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery (5^e éd.). McGraw-Hill Education.
- [35] Oladoja, N. A., et al. (2017). « Removal of Heavy Metals from Aqueous Solutions Using Agricultural Waste Materials: A Review ». Journal of Environmental Management, 191, 522-537.

Salehizadeh, H., et al. (2018). « Bioremediation of Heavy Metals: A Review ». Journal of Environmental Management, 217, 56-70.

[36] Okaiyeto, K., Olayemi, J. O., & Ojo, J. A. (2015). « Effects of pH on the Removal of Heavy Metals from Aqueous Solutions Using Agricultural Waste Materials ». Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 19(4), 651-658.

[37] Hudson, H. E., & Wagner, E. G. (1981). « Conduct and Uses of Jar Tests ». Journal AWWA, 73(4), 218-223.

[38] Manuel de description de station avec ce document de calcul de conception de station.

[39] Manuel technique Filmtech.fr, 2018.

[40] Alain. Maurel. « Dessalement des eaux de mer et des eaux saumâtre technique et des autres procédés non conventionnels d'approvisionnement en eau douce 1ère édition » Lavoisier TEC et DOC paris, 226P. (2001)

[41] reverse Osmosis: Design, Processes, and Applications for Engineers": Greg F. Peters et J. Paul T. W. D. van der Meer

[42] 1H2O3 – Traitement physico-chimique de l'eau

[43] Design and development of seawater pretreatment by sand filter for seawater solar thermal desalination plant. February 2018

[44] Impact of pH Variability on Seawater Desalination Processes" M. A. Elimelech et W. A. Philli environmental Science & Technology, Volume 46, Issue 2, 2012, Pages 1235-1240.

[45] Water Treatment: Principles and Design, by MWH, 3rd edition (2012)

[46] Metcalf & Eddy (2014). Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery (5th ed.). McGraw-Hi

[46] Guidelines for Drinking-water Quality" Organisation Mondiale de la Santé (OMS)

[47] Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater» American Public Health Association (APHA)

[48] THESE DE DOCTORAT ETUDE DE LA CONCEPTION ET DE LA
MODELISATION HYDRAULIQUE D'UNE CHAÎNE DE TRAITEMENT DES EAUX

DANS UN MONOBLOC COAGULATEUR-DECANTEUR, université BADJI-MOKHTAR-ANNABA

[49] Carnot, C. (2010). Les traitements de l'eau : procédés physico-chimiques et biologiques. Paris: Ellipses. 320 p.

[50] Diffused aeration systems from theory to design, JATINDERK . BEWTRA and DONALDS. MAVINIC November 21, 1977