

**République Algérienne Démocratique et Populaire**  
**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique**  
**Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene**



Faculté de Génie Mécanique et de Génie des Procédés

**Mémoire**

Présenté pour l'obtention du diplôme de **MAGISTER**

**En: Génie des Procédés**

**Spécialité: Procédés Chimiques et Environnement**

Par :

**M<sup>elle</sup> HAMOUNI Samia**

Thème

**Etude des Prétraitements en Osmose inverse pour une eau de mer  
Cas de la station de dessalement de Corso (Alger, Est).**

Soutenu publiquement le 02/11/2008, devant le jury composé de

M<sup>me</sup>: G.Nezzal  
M<sup>re</sup> : D. Abdessemed  
M<sup>re</sup> : M. Belkacem  
M<sup>re</sup> : M. Lounici  
M<sup>re</sup> : M. Khateb

Professeur, USTHB  
Maître de Conférences, USTHB  
Professeur, USTHB  
Professeur, UMMTO  
Hydrotraitement

Présidente  
Directeur de mémoire  
Examineur  
Examineur  
Invité

# *Remerciements*

Avant tout, je remercie Allah, Dieu le Miséricordieux, l'Unique, le Puissant, pour son guide et sa protection.

Ce travail a été réalisé au laboratoire de génie des procédés et environnement de la faculté de génie mécanique et de génie des procédés, je tiens à remercier vivement Madame le Professeur G.NEZZAL, directrice du laboratoire génie des procédés et environnement (LGPE) de m'avoir accueilli dans son laboratoire.

Je remercie vivement Monsieur D. ABDESSEMED mon directeur de mémoire, Maître de conférences à l'USTHB, pour m'avoir proposé ce sujet, pour son aide, ses critiques, ses suggestions et ses encouragements, qui ont été pour moi d'un grand apport.

Je tiens à remercier Madame G. NEZZAL, Professeur à l'USTHB d'avoir accepté de présider le jury.

J'exprime tous mes remerciements à Monsieur M. BELKACEM, professeur à l'USTHB pour avoir accepté d'examiner ce travail. Merci monsieur pour vos conseils et votre aide.

J'adresse mes remerciements à Monsieur. M. Lounici, professeur à l'ENP pour avoir accepté d'examiner ce mémoire et de participer au jury, j'exprime ma vive reconnaissance et mon profond respect.

Egalement, je remercie Monsieur M. Khateb, responsable à Hydrotraitement, pour nous avoir accepté tant que stagiaire au sein de l'entreprise. Ainsi que pour ses conseils et ses encouragements et d'avoir accepté de participer à mon jury.

Enfin, je voudrais à remercier toutes les personnes qui ont du me supporter durant les années de la réalisation de ce travail et plus particulièrement mes parents, mes sœurs, mon frère et tous mes amis.

## LISTES DES FIGURES

Figure I.1: Distribution ionique autour d'un colloïde	16
Figure I.2: Principe de la coagulation-floculation	18
Figure I.3: Emprisonnement des particules dans les floes	19
Figure I.4: Adsorption et pontage à l'aide de polymère.	20
Figure I.5: Mécanisme de capture	31
Figure I.6: Mécanisme de fixation	32
Figure I.7: Classification des procédés membranaires en fonction de la taille des particules retenues.	37
Figure I.8: Principe de fonctionnement de la filtration frontale et de la filtration tangentielle	42
Figure I.9: Transport moléculaire à travers la membrane	43
Figure I.10: Schéma des différents mécanismes de colmatage	47
Figure I.11: Appareil de mesure du SDI	50
Figure II.1: Principe de la station de dessalement de l'eau de mer de Corso	52
Figure II.2: Filière du prétraitement de la station de dessalement de Corso	54
Figure II.3: Filière de traitement par osmose inverse	56
Figure II.4: Disposition des membranes dans un tube de pression	58
Figure II.5: Variation de la conductivité de l'eau prétraitée en fonction du temps	62
Figure II.6: Variation de la turbidité de l'eau brute en fonction du temps	63
Figure II.7: Variation de SDI en aval de filtre à sable en fonction du temps	64
Figure II.8: Evolution du SDI et de la turbidité en fonction du temps	65
Figure II.9: Morphologie de la surface de microfiltre à cartouche analysée MEB	66
Figure II.10: Spectre des éléments identifiés par EDX sur la surface membranaire	66
Figure II.11: Variation de la conductivité de l'eau osmosée en fonction du temps	69
Figure II.12: Variation de la chute de pression en fonction du temps	71
Figure II.13: Variation du taux de conversion en fonction du temps	71
Figure II.14: Évolution de flux de perméat en fonction du temps	72
Figure II.15: Schéma de la méthode de test à l'intérieur des tubes de pression	73
Figure II.16: Evolution de la conductivité en fonction de la position du tuyau à l'intérieur de tube de pression	74
Figure II.17: Morphologie de la surface membranaire d'osmose inverse par MEB	75
Figure II.18: Spectre des éléments identifiés par EDX sur la surface membranaire	76
Figure II.19: Analyse du dépôt colmatant par la diffraction X (DRX)	77
Figure III.1.a, b et c: Effet du pH sur l'évolution de la turbidité en fonction de la concentration en coagulant ( $\text{FeCl}_3$ ) pour différentes valeurs de la turbidité initiale	86
Figure III.2 a, b et c: Évolution de l'alcalinité en fonction de la concentration de $\text{FeCl}_3$ pour différentes valeurs initiales de la turbidité	88
Figure III.3: Variation de la concentration optimale en coagulant ( $\text{FeCl}_3$ ) en fonction de la turbidité initiale de l'eau	89
Figure III.4: Evolution de la turbidité en fonction de la concentration du floculant pour différentes valeurs de turbidité	90
Figure III.5: Evolution de l'alcalinité en fonction de la concentration en floculant pour différentes valeurs de turbidités initiales	91
Figure III.6 a et b: Évolution de la dureté en fonction de la concentration de la chaux et du pH du milieu	95
Figure III.7 a et b: Évolution de la dureté en fonction de la concentration du carbonate de sodium et du pH du milieu	96

Figure III.8: Evolution de la dureté en fonction de la concentration du NaOH	98
Figure III.9: Evolution du TDS en fonction de la concentration du réactif	99
Figure III.10: Dispositif expérimental du système de filtration	101
Figure III.11: Répartition granulométrique pour le sable et l'anthracite	102
Figure III.12: Variation de la turbidité et les MES en fonction du temps pour différentes hauteurs du lit (5 cm, 7 cm et 10 cm) à débit =32,52 mL/s	105
Figure III.13: Influence du débit de la filtration sur l'élimination de la turbidité et des MES en fonction du temps pour une hauteur=10cm	108
Figure III.14 : Variation de la perte de charge en fonction du temps pour chaque type de matériau avec une hauteur du lit=10 cm	109
Figure III.15: Variation de la turbidité de l'eau lavée en fonction du temps	110
Figure III.16 .a et b: Variation de la turbidité et des MES en fonction du temps	111
Figure III.17: Étude comparative de la filtration bicouche et monocouche	111
Figure III.18: Évolution de la perte de charge en fonction du temps pour différentes hauteur du lit avec un débit d'alimentation=32,52 mL/s	112
Figure III.19 : Évolution de la turbidité en fonction du temps à différents températures	113
Figure III.20: Évolution de la turbidité et des matières en suspension en fonction du temps pour la filtration bicouche couplée à la coagulation-floculation	113
Figure III.21: Évolution de la perte de charge en fonction du temps	115
Figure III.22: Évolution de la turbidité d'eau lavée en fonction du temps	115
Figure III.23: Couplage des différents prétraitements	117
Figure III.24: Dispositif du pilote d'ultrafiltration	118
Figure III.25: Evolution de flux de perméat en fonction de la pression transmembranaire à Température 25°C	119
Figure III.26 : Évolution du flux de perméat en fonction du temps	120
Figure III.27: Evolution de la turbidité avec et sans coagulation et filtration bicouche en fonction du temps de filtration	121

## LISTES DES TABLEAUX

Tableau I.1: Principales différences entre les eaux de surface et les eaux souterraines	5
Tableau I.2: Concentration des éléments principaux pour une eau de mer	6
Tableau I.3: Normes de potabilité (paramètres physico-chimique et bactériologique)	8
Tableau I.4: Différents coagulant et floculants dans le traitement des eaux.	25
Tableau II.1: Caractéristiques physico-chimiques de l'eau pour les différentes étapes du prétraitement	60
Tableau II.2: Caractéristiques bactériologique de l'eau pour les différentes étapes du traitement	61
Tableau II.3: Analyse élémentaire (%massique) du dépôt colmatant	67
Tableau II.4: Caractéristiques physico-chimiques de l'eau prétraitée	68
Tableau II.5. Analyse élémentaire (%massique) du dépôt colmatant	76
Tableau III.1: Caractéristiques de l'eau de mer de la station de Corso pour trois périodes de prélèvement	82
Tableau III.2 : Caractéristiques de l'eau de mer de Corso	92
Tableau III.3: Caractéristiques physiques du matériaux filtrants (sable et l'anthracite)	103
Tableau III.4: Résultats des performances de la filtration monocouche	106
Tableau III.5: Résultats de performances de la filtration sur monocouche	108
Tableau III.6: Résultats des flux de perméat initiale et limite	121

# SOMMAIRE

Liste des figures  
Liste des tableaux

**Introduction générale** 1

## **Première partie: Etude Bibliographique**

### **I. Dessalement de l'eau de mer**

I. 1. Introduction	3
I.2. Ressources en eau	3
I.2.1. Eau de surface	3
I.2.1. Eau souterraine	4
I.3. Eau de mer et eau potable	5
I.3.1. Qualité de l'eau de mer	5
I.3.1.1. Éléments principale de l'eau de mer	5
I.3.1.2. Salinité	6
I.3.1.3. Température	6
I.3.1.4. Teneur en matières en suspension	6
I.3.1.5. Pollution	7
I.3.2. Qualité de l'eau potable	7
I.3.2.1. Critères de potabilité	7
I.3.2.2. Contraintes du réseau de distribution de l'eau	8
I.4. Dessalement de l'eau de mer	8
4.1. Prétraitement de l'eau de mer	9
I.4.1.1. Prise d'eau de mer	9
I.4.1.2. Propriété et analyse de l'eau de mer	10
I.4.1.3. Coagulation et floculation	10
I.4.1.4. Inhibiteur d'entartrage	10
I.4.1.4.1. Ajout d'acides	11
I.4.1.4.2. Produits antiscalin	11
I.4.1.5. Désinfection	12
I.4.1.6. Décantation	12
I.4.1.7. Déchloration	12
I.4.1.8. Filtration	12
I.4.1.9. Microfiltration	13
I.4.2. Dessalement en Algérie	13

### **II. Coagulation floculation**

II.1. Nature des particules colloïdales	15
II.1.1. Charge électrique et la double couche	15
II.1.2. Stabilité des particules	16
II.1.3. Déstabilisation des particules	17
II.2. Coagulation et floculation	17
II.2.1. Coagulation	18
II.2.1.1. Mécanisme de la coagulation	18
II.2.1.1.1. Compression de la double couche	19

II.2.1.1.2. Adsorption et neutralisation des charges	19
II.2.1.1.3. Emprisonnement des particules dans un précipité	19
II.2.1.1.4. Adsorption et pontage entre les particules	19
II.2.1.2. Coagulants	20
II.2.1.3. Paramètres affectant la coagulation	20
II.2.1.3.1. L'influence du pH	21
II.2.1.3.2. Effet de la dose du coagulant	21
II.2.1.3.3. Effet de la température	21
II.2.1.3.4. Effet la turbidité de l'eau a traitée	22
II.2.1.3.5. Effet de l'alcalinité	22
II.2.1.3.6. Effet des conditions du mélange	22
II.2.2. Flocculation	23
II.2.2.1. Mécanisme de la flocculation	23
II.2.2.1.1. Flocculation péri cinétique (mouvement brownien)	23
II.2.2.1.2. Flocculation ortho cinétique	24
II.2.2.2. Flocculants	24
II.2.2.2.1. Polymère non-ionique	24
II.2.2.2.2. Polymère anionique	24
II.2.2.2.3. Polymère cationique	25
II.3. Coagulation comme prétraitement	25

### **III. Filtration sur sable**

III.1. Introduction	27
III.2. Matériaux filtrants	27
III.2.1. Caractéristique des matériaux filtrants	28
III.2.1.1. Densité et Porosité	29
III.2.1.2. Coefficient d'uniformité	29
III.3. Types des filtres à sables	29
III.3.1. Vitesse de filtration et perte de charge	30
III.3.1.1. Filtration lent	30
III.3.1.2. Filtration rapide	30
III.3.2. Granulométrie	30
III.4. Mécanisme de filtration	30
III.4.1. Mécanisme de capture	31
III.4.2. Mécanisme de fixation	32
III.4.3. Mécanisme de détachement	32
III.5. Colmatage et décolmatage des filtres	32
III.5.1. Décolmatage spontané	33
III.5.2. Décolmatage provoqué	33
III.6. Filtration sur sable comme prétraitement de l'eau de mer	33

### **VI. Technique membranaire**

VI.1. Présentation d'une membrane	35
VI.2. Géométrie des membranes	35
VI.2.1. Tubulaire	36
VI.2.2. Fibre creuse	36
VI.2.3. Plan	36
VI.2.4. Spirale	36
VI.3. Classification et application des membranes en eau	36

VI.3.1. Membranes de clarification	37
VI.3.1.1. Microfiltration (MF)	38
VI.3.1.2. Ultrafiltration (UF)	38
VI.3.2. Membranes de dessalement	39
VI.3.2.1. Nanofiltration (NF)	39
VI.3.2.2. Osmose inverse (OI)	39
VI.4. Caractéristiques des membranes	40
VI.4.1. Perméabilité	40
VI.4.2. Sélectivité	40
VI.4.3. Seuil de coupure	41
VI.5. Modes de fonctionnement des techniques membranaires	41
VI.5.1. Filtration frontale et tangentielle des membranes	41
VI.5.1.1. Filtration frontale	41
VI.5.1.2. Filtration tangentielle	41
VI.5.2. Mécanismes de transfert	42
VI.5.2.1. Convection dans les membranes	42
VI.5.2.2. Diffusion dans les membranes	42
VI.5.3. Facteurs influencent la filtration membranaire	43
VI.5.3.1. Effet des conditions hydrodynamiques	43
VI.5.3.1.1. Pression	44
VI.5.3.1.2. Vitesse	44
VI.5.3.2. Effet des conditions physico-chimiques	44
VI.5.3.2.1. Température	44
VI.5.3.2.3. Qualité de l'eau à traiter	45
VI.6. Colmatage et réversible et irréversible de la membrane	45
VI.6.1. Mécanisme de colmatage	46
VI.6.2. Prévention des membranes	47
VI.6.2.1. Nettoyage chimique des membranes	47
VI.6.2.2. Prétraitement	48
VI.6.2.3. Conditions opératoires	49
VI.6.2.4. Elimination des agents colmatants	49
VI.7. Silt density index (SDI)	49

## **Deuxième partie: Etat de fonctionnement de la station de dessalement de l'eau de mer**

I. Introduction	51
II. Description de la station	51
II.1 Prise d'eau	52
II.2. Prétraitement	53
II.2.1. Chloration	54
II.2.2. Procédé par coagulation et floculation	54
II.2.3. Décantation	55
II.2.4. Filtres à sable	55
II.2.5. Ajout d'acide Chlorhydrique	55
II.2.6. Déchloration	55
II.2.7. Microfiltration sur cartouche	55
II.3. Traitement par osmose inverse	56

II.3.1. Pompe à haute pression	56
II.3.2. Turbine de récupération d'énergie	57
II.3.3. Membrane	57
II.3.4. Tube de pression	57
II.4. Post-traitement	58
II.4.1. Correction du pH	58
II.4.2. Désinfection par l'hypochlorite de sodium (NaOCl)	58
III. Résultats et discussions	
III.1. Introduction	59
III.2. Evaluation des performances du prétraitement	59
III.2.1. Analyse physico-chimique ponctuelle à différentes étapes du prétraitement	59
III.2.1.1. Composition de l'eau de mer	60
III.2.1.2. Composition de l'eau à différentes étapes du prétraitement	61
III.2.2. Analyse bactériologique	61
III.2.3. Evaluation de la qualité de l'eau prétraitée au cours du temps	61
III.2.3.1. Conductivité	62
III.2.3.2. Turbidité	62
III.2.3.3. Indice de colmatage «Silt Density Index» (SDI)	63
III.2.3.4. Relation entre l'indice de colmatage (SDI) et la turbidité	64
III.2.4. Analyse au MEB de la surface du microfiltre à cartouche	65
III.3. Evaluation des performances du traitement par osmose inverse	67
III.3.1. Qualité de l'eau osmosée	67
III.3.1.1. Composition ionique ponctuelle de l'eau osmosée	67
III.3.1.2. Évolution de la conductivité de l'eau osmosée	68
III.3.2. Paramètres de fonctionnement du système d'osmose inverse	70
III.3.2.1. Pertes de charge	70
III.3.2.2. Taux de conversion	71
III.3.2.3. Flux de perméat	72
III.3.3. Évaluation de l'état des membranes	72
III.3.3.1. Test à l'intérieur des tubes de pression	73
III.3.3.2. Caractérisation de la membrane usée	74
III.3.3.2.1. Analyse microscopique de la membrane	75
III.3.3.2.2. Analyse du dépôt colmatant par DRX	76
VI. Conclusion	77

## **Troisième partie: Etudes des prétraitements de l'eau de mer**

Introduction	79
<b>Chapitre I: Prétraitement chimique</b>	
<b>1. Coagulation Flocculation</b>	
I.1.1. Introduction	82
I.1.2. Matériels et Méthodes	82
I.1.2.1. Caractéristiques de l'eau de mer	82
I.1.2.2. Essai du Jar-Test	83
I.1.2.3. Réactifs utilisés	83

I.1.2.4. Paramètres d'estimation de la qualité de l'eau	84
I.1.2.4.1. Turbidité	84
I.1.2.4.2. pH	84
I.1.2.4.3. Alcalinité	84
I.1.3. Résultats et discussions	84
I.1.3.1. Détermination de la concentration optimale du coagulant	84
I.1.3.1.1. Effet du pH initial du milieu	86
I.1.3.1.2. Evolution de l'alcalinité de l'eau en fonction de la concentration du coagulant	87
I.1.3.1.3. Relation entre la turbidité initiale de l'eau et la concentration optimale en coagulant	88
I.1.3.2. Détermination de la concentration optimale du flocculant	89
I.1.3.2.1. Influence du flocculant sur l'alcalinité de l'eau	91
I.1.4. Conclusion	91

## **2. Adoucissement par précipitation chimique**

I.2.1. Introduction	93
I.2.2. Matériels et méthodes	93
I.2.2.1. Analyse de l'eau de mer	93
I.2.2.2. Paramètres d'estimation de la qualité de l'eau	94
I.2.2.2.1. Sels dissous totaux (TDS)	94
I.2.2.2.2. Dureté de l'eau	94
I.2.3. Réactif	94
I.2.3. Résultats et discussions	94
I.2.3.1. Adoucissement par la chaux	94
I.2.3.1.1. Réduction de la dureté	95
I.2.3.2. Adoucissement par le carbonate de sodium	96
I.2.3.2.1. Réduction de la dureté	96
I.2.3.3. Adoucissement par l'hydroxyde de sodium	97
I.2.3.3.1. Réduction de la dureté	97
I.2.3.4. Réduction des sels dissous totaux	98
I.2.4. Conclusion	99

## **Chapitre II: Prétraitement physique par filtration sur sable**

II.1. Introduction	100
II.2. Matériel et méthodes	100
II.2.1. Dispositif expérimental	100
II.2.2. Caractéristiques physiques des matériaux filtrants	101
II.2.2.1. Analyse granulométrie	102
II.2.2.2. Représentation graphique de l'analyse granulométrique	102
II.2.3. Paramètres d'estimation de la qualité de l'eau	103
II.2.3.1. Turbidité	103
II.2.3. Pertes de charge	103
II.2.4. Technique de lavage	103
II.3. Résultats et discussions	104
II.3.1. Filtration directe	104
II.3.1.1. Filtration monocouche	104
II.3.1.1.1. Influence de la hauteur du lit sur la qualité de l'eau	104
II.3.1.1.2. Influence du débit d'eau d'alimentation	106
II.3.1.1.3. Variation de la perte de charge	108

3.1.1.4. Qualité de l'eau filtrée après un lavage	110
II.3.1.2. Filtration bicouche	110
II.3.1.2.1. Influence de la hauteur du lit sur la qualité de l'eau	111
II.3.1.2.2. Comparaison entre la filtration monocouche et bicouche	111
II.3.1.2.3. Pertes de charge	112
II.3.1.3. Impact de la température sur la qualité de l'eau	112
II.3.2. Couplage de la coagulation-filtration sur sable	113
II.3.2.1. Impact du traitement par coagulation sur la qualité de l'eau	113
II.3.2.2. Variation des pertes de charge	114
II.3.3. Système de lavage	115
II.4. Conclusion	116

### **Chapitre III: Prétraitement membranaire**

III.1. Introduction	117
III.2. Matériel et méthodes	117
III.2.1. Dispositif expérimental	117
III.2.2. Modules et membranes	118
III.2.3. Vérification de la perméabilité de la membrane	118
III.2.4. Régénération de la membrane	119
III.3. Résultats et discussion	119
III.3.1.1. Evolution du flux de perméat	119
III.3.1.2. Evolution de la turbidité	121
III.4. Conclusion	122

<b>Conclusion générale</b>	123
----------------------------	-----

<b>Références bibliographiques</b>	125
------------------------------------	-----

# Introduction Générale

## INTRODUCTION GENERALE

L'alimentation en eau potable de plus en plus déséquilibrée est devenue l'une des principales préoccupations des populations. En effet, la situation dans le monde est alarmante et risque de devenir dramatique à cause des pénuries d'eau dus à la sécheresse exceptionnelle connues ces deux dernières décennies, découlant d'une régression de la pluviométrie qui agit directement sur la vie économique et sociale du pays, au moment où les besoins en eau deviennent de plus en plus importants, que ce soit pour la consommation humaine, l'agriculture ou l'industrie. De plus, la croissance démographique et le développement de certains pôles industriels, gros consommateurs d'eau causent sensiblement ce déficit.

Cependant, au vu du développement industriel et la demande croissante en eau d'alimentation et l'impossibilité de satisfaire des ressources naturelles, tous les pays cherchent des moyens d'approvisionnement d'eau. De ce fait, les chercheurs sont conduits à étudier et à développer divers procédés permettant l'obtention de l'eau potable à partir des eaux usées, des eaux saumâtres et des eaux de mer dans des conditions techniques et économiques admissibles.

Dans certaines conditions, il est préférable de dessaler l'eau de mer que de réutiliser les eaux usées qui nécessitent des prétraitements vu qu'elles dépassent les normes microbiologiques.

Le dessalement de l'eau de mer par osmose inverse face aux besoins d'eau potable est devenu une solution prometteuse pour pallier le manque d'eau potable dans plusieurs pays, ce procédé consiste à séparer les sels dissous de l'eau, sa mise en œuvre est relativement coûteuse et nécessite d'importants investissements, aussi bien pour la construction des installations que pour leur fonctionnement, leur entretien et enfin leur maintenance. Cependant, le développement de cette technique est essentiellement limité par les problèmes de colmatage du essentiellement à la mauvaise qualité de l'eau prétraitée. En outre, l'amélioration de la qualité de cette eau dépend du bon choix du prétraitement.

L'expérience Algérienne dans le domaine du dessalement de l'eau de mer par les membranes d'osmose inverse, fait partie d'un projet d'alimentation en eau potable de la région côtière. Un programme d'urgence a été décidé par le gouvernement pour pallier au déficit en ressources hydriques engendrées par la situation de sécheresse, qui a connu notre pays pendant les années quatre-vingt dix. A cet effet, les travaux de réalisation de douze stations, pour un volume de 30.000m<sup>3</sup>/j, ont été lancés à partir du mois de juin 2002.

Ce travail a pour but l'élimination des particules colloïdales et les matières en suspension présentes dans l'eau de mer, en vue de produire une eau prétraitée conforme à l'alimentation des membranes d'osmose inverse sans risque de colmatage.

Pour ce faire, nous subdivisons notre travail en trois grandes parties:

Dans la première partie, nous présentons une étude bibliographique sur la technique de dessalement et les caractéristiques des eaux de mer. Les différentes techniques de traitement de l'eau par coagulation-floculation, filtration sur sable et la filtration membranaire ont été abordées avec les études antérieures.

Quant à la deuxième partie, nous mènerons notre étude à l'échelle industrielle basée sur la présentation de la performance de la station de dessalement de Corso de la Willaya de Boumerdes, par la prise ouverte en pleine mer.

Afin de produire une eau prétraitée de bonne qualité physico-chimique et bactériologique, qui permet d'alimenter des membranes d'osmose inverse; nous avons mis l'accent sur l'efficacité du prétraitement de la station de Corso, en évaluant la qualité physico chimique et bactériologique de l'eau à la sortie de chaque étape du prétraitement et notamment, l'évolution de l'eau préfiltrée en terme de turbidité et de SDI (Silt Density Index ), ainsi que la performance du système d'osmose inverse selon les conditions de fonctionnement.

Par la suite, nous avons effectué une analyse microscopique à balayage électronique dans le but de déterminer la morphologie des membranes, en outre, une analyse par diffraction X a été entreprise pour identifier les substances colmatantes non retenues par le prétraitement. Ce dernier nous a permis de mettre en évidence la dégradation de la membrane, ainsi que la présence de la matière minérale tels que le calcium, le magnésium et le fer.

Dans la troisième partie, nous effectuons une étude à l'échelle laboratoire en s'intéressant aux différents procédés de réduction des particules colloïdales, des matières en suspension et de la dureté. Pour ce faire, des études sur la coagulation-floculation, l'adoucissement chimique, la filtration sur sable et les procédés à membranes par ultrafiltration ont été menés comme suite:

Dans un premier temps, nous déterminons les conditions optimales du procédé de la coagulation-floculation par la méthode de Jar-Test à savoir: le pH du milieu et la concentration du coagulant. De même nous nous intéressons à l'adoucissement basé sur la précipitation chimique soit à la chaux, soit au carbonate de sodium ou à la soude caustique. Des conditions optimales sont déterminées pour chaque réactif à savoir la concentration et la meilleure réduction de la dureté avec la formation de la plus faible quantité de boues;

Dans un second temps, nous nous intéressons à l'optimisation de la filtration sur sable et l'antracite. L'association de cette filtration avec la coagulation-floculation a été considérée afin d'augmenter le taux d'élimination des particules colloïdales et des matières en suspension.

Par la suite, la séparation membranaire a été effectuée séparément, puis couplée avec d'autres procédés tels que: la coagulation et la filtration.

En un dernier lieu, nous avons considéré la combinaison des trois procédés, afin d'augmenter les performances du prétraitement de l'eau, ainsi que le procédé d'osmose inverse.

La conclusion générale regroupe les principales conclusions de ce travail.

# **Première Partie**

## **Etude Bibliographique**

## I. DESSALEMENT DE L'EAU DE MER

### 1. Introduction

L'eau joue, dans le développement de la vie de toutes les espèces humaine, animale ou végétale et dans l'évolution de la société, un rôle indispensable. Pendant longtemps, elle a été considérée comme une ressource naturelle gratuite et inépuisable. Cependant, bien que la quantité de l'eau existante à la surface du globe terrestre soit supérieure à un milliard de km<sup>3</sup> couvrant 70% de la terre, 3% seulement de ce volume est une eau douce, dont une grande part se trouve piégée dans des régions inaccessibles (calottes glaciaires). De plus, l'eau douce est très mal répartie sur la planète, certaines régions souffrent de déficits chroniques alors que d'autres affichent des surplus. Associée à la croissance démographique et au développement industriel, une diminution alarmante des réserves d'eau est survenue durant le dernier quart du siècle précédent [1].

En 1997, 80 pays représentant 40% de la population mondiale, étaient confrontés aux problèmes de manque d'eau. Les ressources en eau sont aujourd'hui gravement menacées par plusieurs facteurs à savoir: la surexploitation, la pollution et le changement climatique. À l'horizon de 2020-2030, deux tiers de la population mondiale souffriront d'une pénurie d'eau potable.

Tous les pays du monde sont donc dans l'obligance de trouver les solutions les plus efficaces afin de parer à cette menace, des solutions qui permettront les meilleures exploitations et répartitions de la totalité des ressources hydriques dont ils peuvent disposer.

Plusieurs solutions sont envisageables afin de garantir la continuité de la disponibilité de l'eau potable telles que: la modernisation des réseaux de distribution de l'eau pour éviter les fuites, le traitement des eaux usées et l'exploitation des eaux salées et saumâtres par le dessalement, puisqu'elles représentent 97% des ressources hydriques naturelles.

### 2. Ressources en eau

Pour satisfaire les besoins en eau (production d'eau pour la consommation humaine) et permettre l'usage de l'eau dans les diverses activités industrielles et agricoles, l'homme a recours à deux types de ressources naturelles en eau, à savoir: les eaux superficielles ou de surfaces (de rivières, fleuves et lacs...) et les eaux souterraines (source et nappes phréatiques).

#### 2.1. Eaux de surface

Les eaux superficielles sont des ressources facilement accessibles, englobant toutes les eaux circulantes ou stockées à la surface [2], en réserves naturelles (étangs et lacs) ou artificielles (retenues, barrages). Cette source est très caractérisée par:

- ❖ Les variations saisonnières (climatiques) de la température, de la turbidité et de la coloration. En effet, les concentrations en matières solides finement dispersées ou à l'état colloïdal peuvent être importantes suite à des pluies soudaines, des orages et des pollutions accidentelles;
- ❖ La présence fréquente de matières organiques d'origine naturelle provenant de la décomposition des organismes animaux et végétaux après leur mort;
- ❖ Le développement plus ou moins important de phytoplanctons (algues) et zooplanctons et, dans certaines conditions, d'une vie aquatique intense;
- ❖ La fragilité très vulnérable à la pollution d'origine urbaine, industrielle et agricole par les micropollutions minérales (métaux lourds) ou organiques (hydrocarbures, solvants, phénols, pesticides, herbicides). En termes bactériologiques, les eaux de surface sont contaminées plus ou moins par des bactéries et des virus.

## 2.2. Eaux souterraines

Les eaux souterraines sont des sources qui ne peuvent ni s'évaporer, ni retourner à la mer par ruissellement ; elles s'infiltrent dans le sol et le sous-sol et s'y accumulent à une certaine profondeur pour constituer les nappes phréatiques. La pénétration et la rétention des eaux dans le sol dépendent des caractéristiques des terrains, et notamment de leur structure qui peut permettre la formation de réservoirs aquifères [3].

Les eaux souterraines ont généralement d'excellentes qualités physico-chimiques et bactériologiques et ont des propriétés étroitement liées à leur origine géologique, c'est-à-dire déterminées par la nature et la structure des terrains. À tout instant, l'eau est au contact du sol dans lequel elle séjourne ou circule, il s'établit un équilibre entre la composition du terrain et celle de l'eau. Ainsi, les eaux circulant dans un sous-sol sablonneux ou granitique, sont acides et peu minéralisées. Par opposition, les eaux circulant dans les sols calcaires auront une forte minéralisation avec une composition bicarbonatée calcique [4].

Parmi les caractéristiques générales des eaux souterraines, on peut citer une très faible turbidité, une température et une composition chimique constante et l'absence presque totale d'oxygène dissous [3].

Les eaux souterraines constituent souvent une source de meilleure qualité que les eaux de surface [4]. Elles conservent une température à peu près constante toute l'année et contiennent généralement moins de contaminants que les eaux de surface. Ainsi, les eaux souterraines ne nécessitent généralement que très peu de traitement pour les rendre potables, ce qui en fait une source économique. Le tableau I.1 représente les principaux éléments caractérisant des eaux de surface par rapport aux eaux souterraines.

**Tableau I.1:** Principales différences entre les eaux de surface et les eaux souterraines [4].

<b>Caractéristique</b>	<b>Eaux de surface</b>	<b>Eaux souterraines</b>
Température	Variable suivant la saison	Relativement constante
Turbidité	Variable parfois élevée	Faible ou nulle
Couleur	Liée surtout aux MES (argile, algue) et acides (acides humiques)	Liée surtout aux matières en solution (acides humiques) ou due à une précipitation (Fe-Mn)
Salinité	Variable en fonction des terrains, des précipitées et des rejets	Presque constante
Fe et Mn divalent	Généralement absents	Généralement présents
CO <sub>2</sub> agressif	Généralement absents	Souvent présents en grand quantité
CO <sub>2</sub> dissous	Le plus souvent au voisinage de la saturation; absent dans le cas d'eaux très polluées	Absent la plus part du temps
NH <sub>4</sub>	Présent seulement dans les eaux polluées	Présent fréquemment
Nitrates	Peu abondant en générales	Teneur parfois élevée
Silice	Teneur en générale modérée	Teneur souvent élevée
Micropolluants minéraux et organiques	Présent dans les endroits industriels	Généralement absent
Solvants chlorés	Rarement présents	Peuvent être présents
Éléments vivants	Bactérie, virus, plancton animal et végétal	Ferrobactérie et sulforéductrice fréquentes

### 3. Eau de mer et eau potable

#### 3.1. Qualité de l'eau de mer

L'eau de mer est une source d'eau qu'on utilise généralement lorsqu'il n'y a pas de moyens d'approvisionnement en eau douce; elle est en effet considérée comme la matière première du dessalement. Cette eau est caractérisée par la variation de sa température, sa limpidité et sa concentration en sels dissous, d'un endroit à un autre et d'un jour à l'autre ainsi que par sa salinité très élevée [5].

Par ailleurs, la composition des eaux des mers varient largement en fonction de la saison et de la nature des terrains traversés par l'eau durant son parcours. Au cours de son cheminement, l'eau dissout les différents éléments constitutifs des terrains [3]. La salinité, la température et les matières en suspension sont les paramètres majeurs du fonctionnement d'une station de dessalement [6].

##### 3.1.1. Éléments principaux contenus dans l'eau de mer

Les éléments principaux qui contribuent d'une façon importante à la masse de sels dissous dans les océans, représentent 11 éléments différents dont les concentrations sont indiquées dans le tableau I.2 [6].

**Tableau I.2:** Concentration des éléments principaux d'une eau de mer de salinité de 35 g/L [6].

<b>Cations</b>	<b>Concentration (mg/L)</b>	<b>Anions</b>	<b>Concentration (mg/L)</b>
Sodium	10160	Chlorures	19343
Magnésium	1249	Sulfates	2712
Calcium	413	Bicarbonates	142
Potassium	387	Bromure	67
Strontium	8	Fluor	1
		Bore	27

Les eaux de mer sont caractérisées par une grande salinité; c'est-à-dire une teneur globale en sels (chlorures de sodium et de magnésium, calcium, sulfates et carbonates), et par un milieu légèrement basique avec un pH moyen variant entre 7,5 et 8,4.

Cependant, la composition et les propriétés de l'eau de mer ne sont pas stables, elles peuvent changer ou au fil des temps [5].

### 3.1.2. Salinité

La salinité mesure la concentration en sel dissous dans l'eau qui s'exprime en g/L, sa valeur la plus basse est observée au voisinage des pôles et elle augmente généralement au fur et à mesure que l'on se rapproche de l'équateur, elle varie entre 35 à 42 g/L selon les mers; et elle peut dépasser 50 g/L dans certaines zones, telles que la côte Est de l'Arabie Saoudite où la chaleur et les hauts-fonds favorisent l'évaporation. Par ailleurs, la salinité de l'eau de diverses mers est la suivante: Océan Atlantique, de (32 à 35) g/L; Mer méditerranée, de (36 à 40 g/L); Mer Rouge, de (40 à 47)g/L; Golf Persique, 50 g/L [6].

Le principal ion présenté dans les eaux de mer est le chlorure de sodium qui représente 85% de la salinité de l'eau de mer. Notons aussi la présence des ions bicarbonates, calcium et sulfates. Selon les conditions de température et de pH, ces ions sont des sources potentielles d'entartrage.

### 3.1.3. Température

La température de l'eau de mer est directement liée aux échanges thermiques entre la masse d'eau et l'environnement. Plusieurs facteurs provoquent cette élévation tels que: l'absorption de radiations solaires, le flux de chaleur à l'intérieur de la terre transmis par les fonds océaniques et la condensation de la vapeur d'eau. Elle diminue par des émissions de radiations à partir de la surface, convection de chaleur vers l'atmosphère et par évaporation [6].

### 3.1.4. Teneur en matières en suspension

L'eau de mer est un milieu vivant qui contient, d'une part des matières minérales et d'autre part des organismes vivants souvent microscopiques. En pleine mer, le plancton, le zooplancton et le phytoplancton, sont les plus emportant des matières en suspension. Prés des rivages, l'action des vagues et/ou des marées peut mettre en suspension plusieurs de mg/L de sable, limon ou autres dépôts qui varient selon les courants et la profondeur des fonds. En outre, la pollution par des rejets urbains ou industriels peut devenir prépondérante. En effet, le site de la prise d'eau et

sa conception sont choisis pour éviter le maximum de pollution et pour limiter au mieux les matières en suspension [5].

Les membranes d'osmose inverse arrêtent toutes les matières en suspension. Il en résulte un colmatage rapide de la membrane, qui la rend impropre à l'usage. Pour conserver leur efficacité, il est indispensable de rendre l'eau de mer aussi propre que possible [5]. C'est l'objectif du prétraitement dont les étapes successives seront citées dans un paragraphe qui va suivre.

### **3.1.5. Pollution**

Le long des côtes fortement urbanisées et industrialisées, la contamination est plus forte [5], entraînant la pollution des eaux de mer, qui est considérée comme un problème qu'il faut résoudre. Parmi les différents agents qui peuvent contribuer à la pollution des eaux de mer, on peut citer :

- Les vents qui peuvent transporter sur de grandes distances les matières contaminantes;
- Les rivières, par suite des précipitations, les substances toxiques sont entraînées et transportées jusqu'aux océans;
- Les déversements d'égouts dans les fleuves ou directement dans la mer entraînant les matières organiques et les bactéries;
- Les navires qui rejettent des hydrocarbures, ces derniers peuvent même provenir des éruptions des puits sous marins;

## **3.2. Qualité de l'eau potable**

Une eau potable est une eau devant satisfaire à un certain nombre de caractéristiques, la rendant propre à la consommation humaine [4].

### **3.2.1. Critères de potabilité**

L'eau potable doit présenter un certain nombre de caractères physiques, chimiques, biologiques et en outre répondre à des critères organoleptiques essentiels (incolore, inodore et fraîche).

Dans la grande majorité des cas, l'eau est destinée à la consommation humaine et elle doit être conforme à la réglementation des eaux potables [5].

L'organisation mondiale de la santé (OMS) a décrété des normes internationales pour l'eau potable, qui comprennent des normes physiques, chimiques et bactériologiques. Les critères qui intéressent la production d'eaux dessalées, concernent l'aspect physique (la température, la turbidité, l'odeur et la teneur en matières en suspension (MES)) et les caractéristiques chimiques (la salinité, les chlorures, le pH, les sels dissous totaux (TDS)).

Suivant les normes de potabilité Algérienne et celles de l'OMS, les différentes propriétés physico-chimiques et bactériologiques de l'eau potable sont représentées dans le tableau I.3.

**Tableau I.3:** Normes de potabilité (paramètres physico-chimiques et bactériologiques).

Paramètres	Normes OMS	Normes Algérienne
Turbidité (NTU)	5	5
Température (°C)	25	25°C
Conductivité(μS/Cm)	1000	2800
pH	6,5-8,5	6,5-8,5
Chlorures(mg/l)	200	500
Sulfates(mg/l)	250	400
Calcium(mg/l)	100	200
Magnésium(mg/l)	50	150
Dureté totale( mgCaCO <sub>3</sub> /l)	16	500
Sodium(mg/l)	200	200
Potassium(mg/l)	12	20
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	-	-
CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> (mg/l)	-	-
Alcalinité (°F)	-	-
Phosphate (mg/l)	5	0,5
Nitrates(mg/l)	50	50
Nitrites(mg/l)	0,1	0,1
Ammonium(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )(mg/l)	0,5	0,5
Fer(mg/l)	0,3	0,3
Silice (SiO <sub>3</sub> ) en mg/l	-	-
Manganèse (Mn)en mg/l	50	150
Coliformes Totaux dans 100ml	0	0
Coliformes fécaux dans 100ml	0	0
Streptocoques dans 100ml	0	0

### 3.2.2. Contraintes du réseau de distribution de l'eau

La détermination de la qualité de l'eau potable n'est pas basée uniquement sur les critères de potabilité, mais il faut aussi vérifier qu'elle ne soit ni agressive, ni entartrante vis-à-vis du réseau de distribution. Or, quel que soit le procédé de dessalement retenu, l'eau produite est pratiquement dépourvue de bicarbonate de calcium et montre un caractère agressif marqué. Cette agressivité doit être traitée par un post-traitement, déterminé en fonction de la nature des matériaux du réseau [5].

## 4. Dessalement de l'eau de mer

Le dessalement consiste à éliminer les sels dissous et les substances organiques présentes dans les eaux, ainsi qu'une partie des bactéries et des virus. Il a connu ces dernières années une avancée remarquable grâce au développement de différents procédés, à savoir: les procédés qui font intervenir le changement de phase (distillation et congélation); ceux qui utilisent les membranes (électrodialyse et osmose inverse) et enfin ceux qui agissent sur les réactions chimiques par échange d'ions [6]. La méthode la plus répandue mondialement est celle de l'osmose inverse car elle présente un fort intérêt en termes de coût d'investissement, de consommation d'énergie et de qualité de l'eau produite [4].

L'application du système d'osmose inverse s'est rapidement généralisée depuis 1978 avec le développement des nouvelles membranes polyamides à haute pression [8]. Cette application est très utilisée en dessalement des eaux saumâtres, des eaux de mer et également pour la réutilisation des eaux usées urbaines et industrielles.

En 2002, il existait dans le monde environ 12500 stations de dessalement réparties dans 120 pays, d'une capacité journalière de 14 millions de m<sup>3</sup> d'eau douce, soit 1% de la consommation mondiale totale. Au Moyen-Orient, notamment en Arabie saoudite, au Koweït, aux Émirats arabes unis, au Qatar et au Bahreïn, le dessalement représente 70% de la production mondiale, contre 6% environ en Afrique du nord [1].

Les performances d'une station de dessalement dépendent des caractéristiques des membranes, des conditions de fonctionnement et de la qualité de l'eau à traiter.

La transformation d'une eau de mer en une eau consommable, nécessite un ensemble de procédés de traitement qu'il faut assembler dans un ordre bien déterminé, afin de produire une eau de bonne qualité, conforme aux normes de potabilité. En effet, toutes les stations de dessalement de l'eau de mer comportent quatre étapes:

- Alimentation (forage ou prise d'eau de mer ouverte en plein mer) avec une pompe et une crépine de filtration grossière;
- Prétraitement;
- Traitement par osmose inverse;
- Post traitement.

#### **4.1. Prétraitement de l'eau**

Le prétraitement est l'un des principales filières dans les stations de dessalement de l'eau de mer, il évite la formation de dépôts sur les surfaces membranaires et afin de produire une eau conforme à l'alimentation des systèmes d'osmose inverse [4]. En plus, il a une importance prédominante tant en ce qui concerne les qualités physico-chimiques, organiques et microbiologiques de l'eau à traiter, ainsi en ce qui concerne la dureté de la vie des membranes, et ce en minimisant le colmatage réversible ou irréversible à long terme [8]. Le prétraitement a pour but d'éliminer les matières décantables et de réduire les matières en suspension, ainsi que la turbidité.

En osmose inverse, une variété de techniques de prétraitement est appliquée telles que:

##### **4.1.1. Prise d'eau de mer**

L'alimentation des stations de dessalement de l'eau de mer se fait par l'une des deux prises à savoir: la prise ouverte en plein mer ou la prise par forage.

Plusieurs études ont démontré qu'il est moins coûteux de capter l'eau de mer par des forages que de faire des prises directes. Il est donc recommandé, avant la sélection définitive du site, de réaliser des forages qui permettent de déterminer l'emplacement susceptible d'être sélectionné. En dessalement, les problèmes en rapport avec le captage des eaux de mer,

demandent un projet spécifique des systèmes d'exploitation, y compris les forages, leur finition, et leur développement comme étape importante à la sélection des meilleurs sites de captage [9].

#### 4.1.2. Propriétés et analyse de l'eau de mer

Le changement des propriétés de l'eau de mer risque de passer inaperçu, à cet effet, le moyen qui nous permet d'identifier et de caractériser ces changements est de faire des analyses complètes (physico chimiques et bactériologiques), et ce pour atteindre les objectifs suivants :

- Conception et réalisation du système de dessalement de l'eau par l'osmose inverse;
- Choisir les traitements appropriés et contrôler leur efficacité;
- Déterminer le type et la taille du prétraitement et du système d'osmose inverse;
- Définir les problèmes existants au cours du traitement et trouver les solutions;
- Garantir une eau potable et sûre.

Plusieurs paramètres permettent de définir la qualité de l'eau désirée tels que:

- Les paramètres physiques qui sont plus fiables en les mesurant in situ, immédiatement et quotidiennement au niveau de la station afin de déterminer l'efficacité du traitement, ainsi que de suivre le fonctionnement et le conditionnement de la station; ces paramètres sont très sensibles aux conditions du milieu et susceptibles de varier dans des proportions importantes s'ils ne sont pas mesurés sur place;
- Les paramètres chimiques et bactériologiques qui sont déterminés de manière périodique et en cas où il y a un problème de colmatage des membranes.

#### 4.1.3. Coagulation et floculation

La coagulation-floculation est un procédé de traitement physico-chimique qui a pour but la déstabilisation des particules colloïdales en suspension avec addition de coagulants et floculants, puis formation de flocons par adsorption et agrégation, les flocons ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite [4].

#### 4.1.4. Inhibiteur d'entartrage

Le colmatage inorganique faiblement soluble, dû aux précipitations des sels durs tel que de calcium, de magnésium et des sulfates, présentant une faible solubilité dans l'eau, est le problème le plus rencontré dans les stations de dessalement de l'eau mer [10].

Pour réduire ou éviter le colmatage des membranes d'osmose inverse, actuellement plusieurs méthodes ont été employées dans les stations de dessalement, Shammiri et al [10], ont utilisé des acides et un produit antiscalin en vue d'une réduction de la précipitation de sels au niveau des membranes d'osmose inverse.

#### 4.1.4.1. Ajout d'acides

L'ajout d'acides au niveau des stations de dessalement intervient dans l'étape du prétraitement. En 1960, l'addition d'acide était employée pour empêcher la formation de dépôts, par la suite, il est devenu uniquement un moyen d'ajustement de l'alcalinité, en 1970.

L'addition d'acide tels que l'acide sulfurique et l'acide chlorhydrique, peut empêcher la précipitation des carbonates de calcium à l'entrée du système d'osmose inverse. L'acide chlorhydrique est plus utilisé dans les stations de traitement que l'acide sulfurique [11]. Ce dernier permet d'augmenter la concentration ionique des sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), ce qui cause à l'augmentation du potentiel de formation de dépôts, à savoir, les sulfates de calcium, de magnésium et de baryum [10].

#### 4.1.4.2. Produits antiscalin (Séquestrant)

L'ajout d'un séquestrant est très utilisé comme étant une étape de prétraitement des eaux très dures; précédant le système d'osmose inverse, il est conçu pour éviter la formation de dépôts au voisinage de la membrane afin de minimiser les risques de colmatage [11]. Ce prétraitement dépend du type ou de la combinaison des séquestrants ainsi que de la température, il peut être efficace pour contrôler la précipitation du  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{-3}$  et  $\text{F}^-$ .

Les produits antiscalins sont des substances chimiques inhibiteurs de dépôts à l'entrée du système d'osmose inverse, et ce en évitant la formation des cristaux. Durant les deux dernières décennies, de nouveaux séquestrants sont apparus, dans lesquels les substances actives sont des mélanges de polycarboxylates et de polyacrylates, tels que les acides, les polymaleiques et les polyacryliques [4].

Shammiri et al [10] ont indiqué que l'antiscalin ne permet pas d'inhiber la formation de dépôts mais il retarde leur formation jusqu'à la saumure où il affecte la solubilité du dépôt.

Plusieurs auteurs ont expliqué le mécanisme d'action des produits antitartres. En effet, Gloede et al [12], ont rapporté que les composés antitartre (anticalcaire) sont des substances à surface active qui interfèrent avec les réactions de précipitation de trois manières différentes telles que:

- ❖ L'inhibition de seuil: c'est la capacité d'un anticalcaire à garder des solutions supersaturées de sels;
- ❖ la modification du cristal: c'est la propriété d'un anticalcaire à changer la configuration du cristal, résultant en un calcaire doux et non-adhérent;
- ❖ la dispersion: c'est la capacité de certains anticalcaires à adsorber sur des cristaux ou des particules colloïdales et à donner une charge fortement anionique, ce qui tend à séparer les cristaux.

Le choix du produit anticalcaire et son dosage sont donc basés sur la nature des minéraux. En effet, il est important de trouver le traitement adéquat en identifiant l'anticalcaire adapté pour l'utilisation et la dose nécessaire à ajouter.

#### 4.1.5. Désinfection

La désinfection est le moyen le plus efficace pour éliminer et désactiver tous les germes pathogènes contenus dans l'eau. C'est une oxydation assurée par des oxydants chimiques tels que le chlore  $\text{Cl}_2$ , le dioxyde de chlore  $\text{ClO}_2$ , l'hypochlorite de sodium, l'ozone  $\text{O}_3$  et dans un certain nombre de cas, par un procédé physique comme le rayonnement UV [10].

Le chlore est le produit le plus utilisé pour la désinfection parce qu'il est facile à appliquer, à mesurer, à contrôler, et ne présente pas de risques importants; il est très efficace contre l'activation des microorganismes, c'est un produit assez persistant et relativement bon marché [5].

#### 4.1.6. Décantation

La décantation est une méthode physique de séparation des matières en suspension et des colloïdes rassemblés en floc, après l'étape de coagulation-floculation. La décantation aura lieu quand la densité des floccs est supérieure à celle de l'eau. Les particules s'accumulent au fond du bassin de décantation d'où on les extrait périodiquement.

Pour améliorer la décantation en favorisant le grossissement des floccs, il est préférable de prévoir une zone de floculation avec agitation lente à l'entrée du bassin. Plusieurs types de décantation existent à savoir: la décantation statique, la décantation à contact de boues, la décantation lamellaire et la décantation à floccs lestés [4].

Au niveau des stations de dessalement, la décantation de type statique et lamellaire sont les plus utilisées.

#### 4.1.7. Déchloration

C'est une étape très importante, elle est utilisée pour éliminer le chlore libre résiduel afin d'éviter l'oxydation des membranes. Parmi les produits les plus utilisés pour la déchloration d'une eau, le dioxyde de soufre, le charbon actif et le bisulfite de sodium [5]. Actuellement, plusieurs stations utilisent la déchloration par le bisulfite de sodium pour protéger les membranes d'osmose inverse en polyamide et fibre creuse [1]. La réaction de neutralisation du chlore par le bisulfite de sodium est la suivante :



#### 4.1.8. Filtration

La filtration est un procédé physique destiné à éliminer les matières en suspension en faisant passer l'eau à travers un milieu poreux constitué d'un matériau filtrant. Elle est caractérisée par la vitesse à laquelle l'eau à filtrer traverse le milieu filtrant dont le nettoyage doit être particulièrement soigné et contrôlés fréquemment [7]. Parmi les filtres les plus utilisés pour le traitement des eaux on peut citer :

- Les filtres à sable rapides qui sont les plus utilisés pratiquement;
- Les filtres à sable lents;
- Les filtres sous pression.

#### 4.1.9. Microfiltration

La microfiltration est l'étape finale des prétraitements de l'eau destinée à l'alimentation des membranes d'osmose inverse. Elle permet donc la rétention des particules en suspension, des bactéries, des colloïdes et de certains ions après fixation de ces derniers sur de plus grosses particules obtenues par complexation, précipitation ou floculation.

Dans les systèmes de dessalement par osmose inverse, la microfiltration est placée en amont des tubes de pression afin de garantir une meilleure protection des membranes. Trois types de cartouches sont utilisés dans les stations de dessalement dont :

- La filtration en profondeur à cartouches bobinées qui sont constituées par un fil en polypropylène enroulé d'une manière croisée et continue autour d'un noyau. Pour que la filtration s'effectue en profondeur, la résistance du fil diminue des couches inférieures vers les cartouches supérieures lors de l'enroulement, la filtration s'effectue de l'extérieur vers l'intérieur;
- La filtration en profondeur à cartouches agglomérées qui sont constituées de fibres longues thermosoudées entre elles et comprimées. La dimension des pores va en décroissance de l'extérieur vers l'intérieur.

#### 4.2. Dessalement en Algérie

L'Algérie dispose de ressources en eau très limitées qui sont localisées beaucoup plus au nord où vivent les trois quarts de la population [13]. Des études récentes ont montré une insuffisance en eau pendant ces dernières années, l'Algérie, d'après la banque mondiale, se trouve parmi les pays au monde qui sont sous le seuil de la pénurie. Cette situation est aggravée par une irrégularité des pluies, des infrastructures hydrauliques insuffisantes et une mauvaise gestion des ressources hydriques souterraines et superficielles. Le taux de pluviométrie en Algérie a été réduit de 30 % pendant les 20 dernières années par rapport à la moyenne des années précédentes. Cette sécheresse qui risque de s'accroître dans l'avenir a un impact négatif sur l'écoulement des rivières, le remplissage des barrages et l'alimentation des aquifères souterraines [15]. De ce fait, l'Algérie est classée 14ème pays manquant le plus d'eau et en 2025, elle serait classée à la 6ème place [1].

L'expérience algérienne en matière de dessalement des eaux est étroitement liée au développement de l'industrie pétrolière et sidérurgique [13]. Néanmoins, une seule expérience a été tentée dans une situation où il n'existait aucune autre solution. Il s'agit de l'unité de déminéralisation de Ouled Djellal dans la wilaya de Biskra (sud-est algérien) [14].

En 1964, trois petits blocs de 8 m<sup>3</sup>/h chacun ont été installés au complexe Gaz liquéfié d'Arzew (ville côtière à l'ouest du pays). Le procédé utilisé est de type «tubes submergés», travaillant à basse pression. En 1969, une autre installation à Arzew a été installée pour une capacité de production de 4560 m<sup>3</sup>/j, le procédé utilisé est de type multflash (MSF) [1].

Dés lors, de nombreuses installations de dessalement et de déminéralisation ont été mises en place en parallèle avec les nouveaux complexes industriels.

D'autres installations ont été mises en exploitation pour les besoins en eau de haute pureté, nécessaire aux complexes de production d'électricité (Cap Djénet à l'est d'Alger) et à l'industrie de liquéfaction (Arzew et Skikda). Egalement, quelques installations sont destinées, principalement à fournir de l'eau de qualité pour la consommation humaine dans les bases pétrolières se trouvant au sud.

Depuis 2003, 21 petites stations ont été installées dans le cadre du programme d'urgence lancé au début de l'année 2002. Conçues par la Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger (SEAAL) et l'entreprise nationale Hydrotraitement [14], ces stations sont d'une capacité totale de 57500 m<sup>3</sup>/jour, elles sont toutes implantées dans les régions côtières et sont réparties entre:

- Alger: 12 stations pour un volume journalier de 30.000 m<sup>3</sup> ;
- Boumerdes: une station pour un volume journalier de 5000 m<sup>3</sup> ;
- Tipaza: une station pour un volume journalier de 5000 m<sup>3</sup> ;
- Skikda: 04 stations pour un volume journalier de 10.000 m<sup>3</sup> ;
- Tlemcen: 02 stations pour un volume journalier de 5000 m<sup>3</sup> ;
- Tizi ousou: 01 station pour un volume journalier de 2500 m<sup>3</sup>.

La plus grande station de dessalement à l'heure actuelle est celle d'El Hamma, d'une capacité de 200.000 m<sup>3</sup>/j, elle a été mise en service en juin 2007, en partenariat avec le groupe américain INONICS (70%), l'AEC ainsi que l'ADE (30%) [15].

La station de Corso de Boumerdes, qui fait l'objet de la deuxième partie de notre étude, a été réalisée par l'entreprise nationale Hydrotraitement et la Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger (SEAAL).

## II. COAGULATION-FLOCCULATION

### 1. Nature des particules colloïdales

L'eau naturelle contient des impuretés qui affectent sa qualité, elles sont difficiles à déstabiliser et donc à éliminer. Ces impuretés sont généralement regroupées, selon leurs tailles, dans trois catégories [5].

- Les matières en suspension d'origine organique ou minérale dont les tailles sont comprises entre (1 à 1000)  $\mu\text{m}$ , ces matières peuvent décanter naturellement.
- Les matières colloïdales qui sont des matières en suspensions de même origine (organique ou minérale) mais dont les tailles sont inférieures à 1  $\mu\text{m}$ , ces particules renferment généralement des charges électriques, leur décantation naturelle est impossible.
- Les matières dissoutes, d'origine organique ou minérale, de quelque nanomètre de diamètre (0,5 à 100) nm pour les matières organiques et de (0,1 à 1) nm pour les minéraux. Ces particules décantent plus lentement.

Les particules colloïdales sont des matières en suspension dont la taille est inférieure à 1  $\mu\text{m}$ . Ces particules renferment généralement des charges électriques à leur surface qui sont souvent négative (dus à la présence de groupements ionisables ou à l'adsorption d'ions contenus dans l'eau), elles présentent des propriétés de diffusion de la lumière et sont caractérisées par une grande stabilité (leur capacité à rester en suspension) lorsqu'elles sont dans l'eau. Cette caractéristique est due à leur structure moléculaire de forme linéaire (polymérisation des molécules simples dispersées dans un liquide) ou bien micellaire (agrégation en milieu de petite molécule liées), difficiles à éliminer par une simple décantation [4]. Ces colloïdes sont classés en deux catégories, suivant leur comportement vis à vis du milieu aqueux, à savoir: Les colloïdes hydrophiles et les colloïdes hydrophobes [2].

Les particules colloïdales sont responsables de la turbidité et de la couleur d'une eau. Il s'agit de matières organiques et minérales ainsi que des organismes vivants. Cependant, la plupart des particules provoquant la turbidité sont de nature hydrophobe, de dimensions (0,2-10)  $\mu\text{m}$ , leur élimination peut être envisagé plus aisément par la coagulation floculation. Par contre, les particules responsables de la coloration sont des colloïdes hydrophiles de nature organique, de très petites dimensions (3-10) nm [2].

#### 1.1. Charge électrique et la double couche

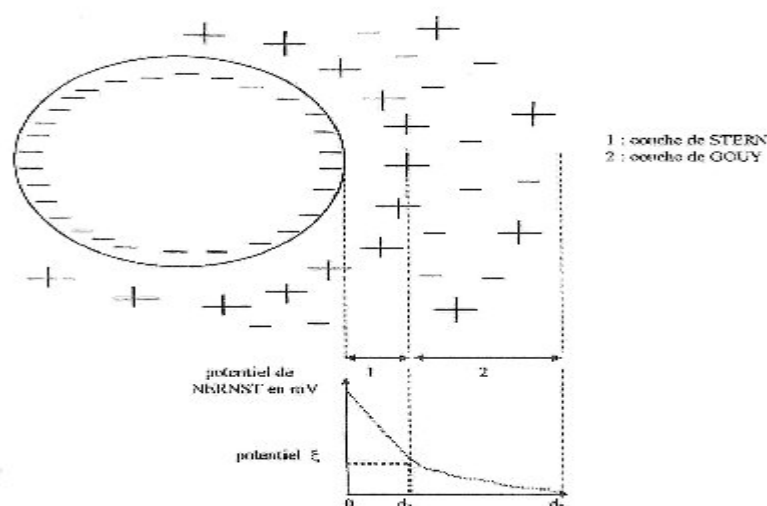
La stabilité des particules colloïdales est due à l'existence d'une charge à leur surface, les ions de charge opposée tendent à s'en rapprocher, ce qui forme une atmosphère ionique.

Généralement, les particules colloïdales présentent à la surface des charges négatives (figure I.1), ces charges attirent les ions positifs (contre ion) dans l'eau, soit par ionisation de

leurs groupements constitutifs, soit par adsorption sélective d'ions provenant du milieu. Ceux-ci sont étroitement collés à la particule et forment une couche liée ou de STERN (théorie de Helmholtz). Cette couche attire à son tour des anions accompagnés d'une faible quantité de cations. Cette nouvelle formation comporte une alternance d'anions et de cations. C'est la couche diffuse ou couche de GOUY. Il y a donc formation d'une double couche ionique, présente au niveau de tout colloïde.

Entre ces deux couches (STERN et Gouy), il se crée un potentiel électrostatique ou de NERNST qui s'exprime en fonction de la quantité de charges positives et négatives présentes au niveau de la double couche.

La limite entre la couche de STERN et celle de GOUY, définit le plan de cisaillement. La valeur du potentiel électrique au niveau du rayon de cisaillement, par rapport à sa valeur dans le centre de la particule, est appelée potentiel-zéta ou potentiel électrocinétique [16].



**Figure 1.1:** Distribution ionique autour d'un colloïde.

Le potentiel Zêta est un paramètre de mesure caractérisant un colloïde, pour connaître ses propriétés électriques et définir son comportement électrocinétique, en conséquence sa stabilité dans la solution, et ce en mesurant la différence de potentiel électrique à la surface extérieure de la couche liée. Lorsqu'un champ électrique est appliqué, les particules ayant un potentiel Zêta négatif se déplacent en direction de l'électrode positive [17].

L'annulation du potentiel Zêta est l'objectif de la coagulation. Cela permet de déstabiliser les particules et de favoriser leur agglomération.

## 1.2. Stabilité des particules

Lorsque les particules sont mises en contact, elles sont essentiellement soumises à deux types de forces:

- force de répulsion électrostatique  $E_r$  qui tend à écarter les particules les unes des autres, elle est liée à la charge superficielle des colloïdales;

- force d'attraction  $E_a$ , type Van der Waals, qui tend à rassembler les particules entre elles à très faible distance pour atteindre l'énergie minimum [5].

La difficulté de séparation des particules colloïdales par une décantation naturelle provient du fait que ces particules présentes dans l'eau sont chargées négativement et sont entourées d'un nuage ionique. Cette charge électrostatique, ainsi que la couche ionique diffuse, constituent comme une barrière qui empêche l'agglomération des particules à cause de la force de répulsion électrostatique qui l'emporte sur les forces attractives [4].

### 1.3. Déstabilisation des particules

Afin d'éliminer les particules colloïdales, il est impératif de provoquer leur agglomération ou bien leur déstabilisation par addition de produits chimiques, capables de se fixer simultanément sur deux particules colloïdales [4]. La déstabilisation peut être réalisée soit:

- Par neutralisation des charges électriques, en ajoutant des réactifs minéraux contenant des cations multivalents, sous une agitation forte, le potentiel Zêta peut être réduit jusqu'à l'annulation, cette neutralisation est appelée coagulation;
- Par agglomération des colloïdes neutralisés, par mouvement Brownien sous l'effet d'une agitation douce, afin de rapprocher les surfaces inter particulaires par l'utilisation de poly électrolytes qui permettent non seulement de réduire la charge des colloïdes mais de les agglomérer; cette forme de déstabilisation est nommé la floculation.

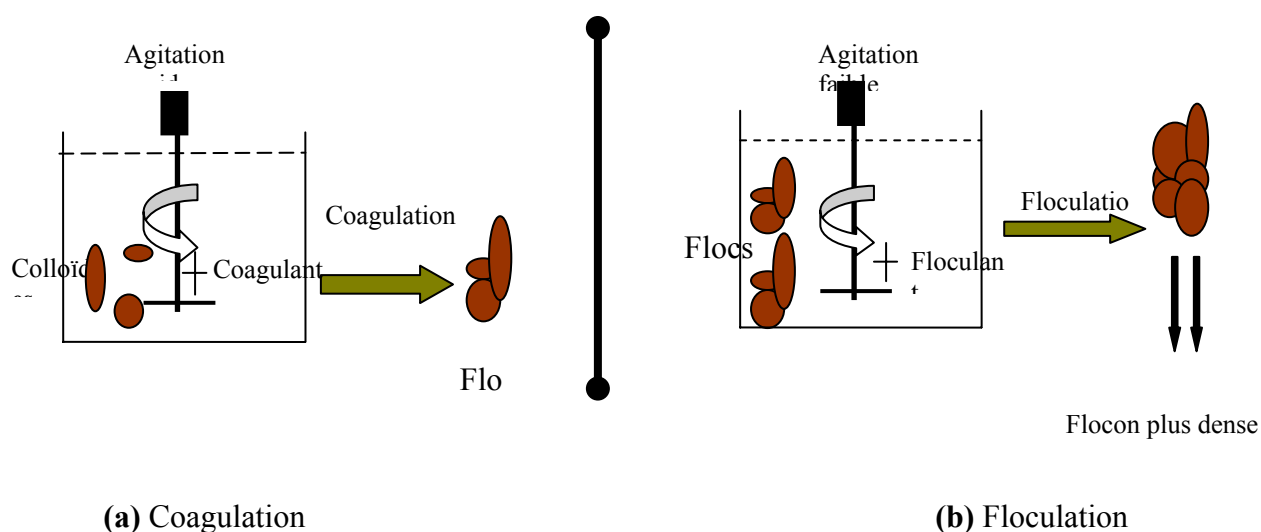
En conclusion, la déstabilisation ou bien l'élimination des particules colloïdales se fait soit en :

- diminuant l'énergie de répulsion et augmentant l'énergie d'attraction;
- réduisant ou annulant le potentiel Zêta par la compression de la couche diffuse et l'accroissement de la couche fixe qui peut annuler la charge de la particule

## 2. Coagulation et floculation

Dans une chaîne de traitement de l'eau, la coagulation consiste en la déstabilisation des particules, tandis que la floculation consiste à faire agglomérer les particules déstabilisées précédemment [18].

L'élimination des particules en suspension et colloïdales présentes dans l'eau est possible à l'aide du procédé de coagulation-floculation qui est couramment employé en traitement des eaux, il est efficace non seulement vis à vis de l'abattement des matières en suspension mais également des matières organiques [19]. Ce procédé implique le plus souvent la dispersion instantanée d'un sel métallique trivalent hydrolysable, qui déstabilise les particules colloïdales et contribue même à la formation de micro-flocs. Le pontage de ces micro-flocs est assuré par l'ajout d'un floculant, en formant des flocons plus denses et volumineux (figure I.2 a et b).



**Figure I.2:** Principe de la coagulation-flocculation.

Les coagulants et les polymères servent à déstabiliser les particules colloïdales généralement négatives, ce qui permet l'agglomération par la formation de liaisons chimiques et par l'interaction des forces de van der Waals [18].

## 2.1. Coagulation

La coagulation est la déstabilisation des particules colloïdales en neutralisant les charges négatives des colloïdes avec les charges positives des ions métalliques pour les agglomérer en des flocons résistants et leur permettre de décanter plus rapidement (figure I.3 a).

La coagulation est effectuée par l'ajout d'un réactif chimique (coagulant) sous une agitation importante qui sert à augmenter la force ionique de l'eau, provoquant la compression de la double couche, d'où la rupture de la stabilité de la suspension colloïdale [5].

L'ajout de coagulants métalliques dans l'eau a les effets suivants:

- réduction de la charge électrostatique par leur adsorption à la surface des particules (réduction du potentiel répulsif);
- compression de la couche diffuse;
- hydrolyse des cations trivalents avec la formation des espèces poly-hydroxylées chargées solubles et de précipités d'hydroxyde.

### 2.1.1. Mécanisme de la coagulation

L'ajout de coagulants dans l'eau permet d'augmenter le volume des particules en suspension par déstabilisation des particules, puis formation de flocons par adsorption et agrégation [20].

### 2.1.1.1. Compression de la double couche

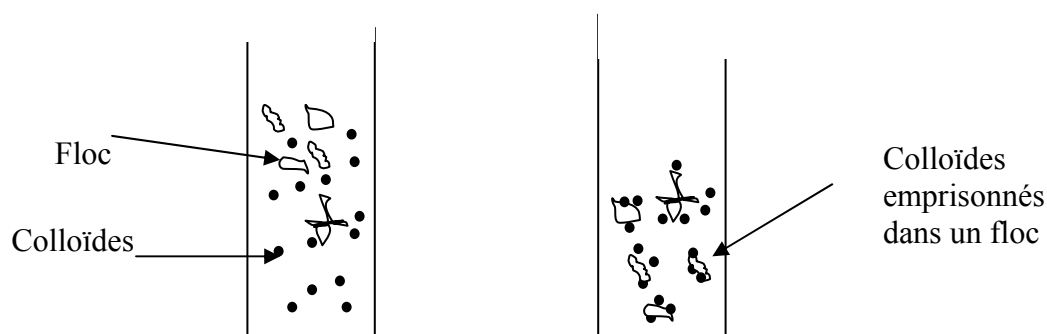
L'augmentation de la force ionique de l'eau réduit le volume et l'épaisseur de la couche diffuse. En effet, les forces de répulsion sont considérablement réduites tandis que les forces d'attraction de Van der Waals ne sont pas affectées.

### 2.1.1.2. Adsorption et neutralisation des charges

Ce mécanisme est basé sur l'ajout d'une quantité suffisante de coagulant afin de neutraliser les charges négatives des particules stables par l'adsorption des cations sur leur surface, au-delà de cette quantité (surdose), l'adsorption de cations devient trop importante et les charges anioniques se fixent sur la particule, lui permettant de se restabiliser; d'où la nécessité de l'optimisation du coagulant à chaque fois.

### 2.1.1.3. Emprisonnement des particules dans un précipité

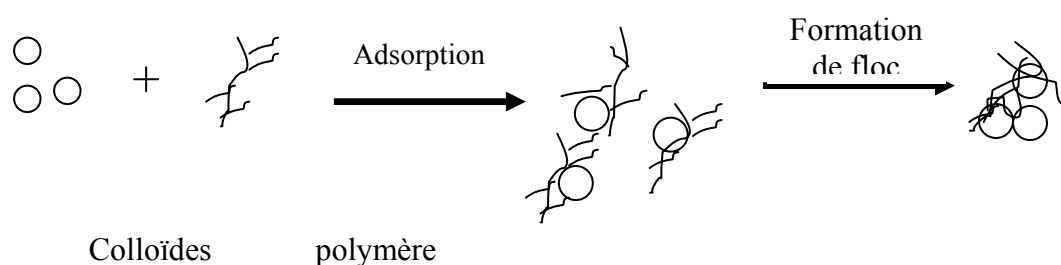
Lorsque des quantités suffisantes du coagulant sont ajoutées, il se forme un précipité possédant généralement une charge positive. Le pH de l'eau doit se situer dans une plage où la solubilité des sels est minimale. Le précipité formé entre en contact avec les particules de charge négative et les particules s'en trouvent emprisonnées. Les particules sont ensuite entraînées lors de la décantation (figure I.3).



**Figure I.3:** Emprisonnement des particules dans les flocs.

### 2.1.1.4. Adsorption et pontage entre les particules

Ce mécanisme consiste en l'utilisation de polymères. En effet, en présence d'un colloïde, un polymère adsorbe à une de ses extrémités à l'aide de l'un de ses groupements fonctionnels et les autres extrémités restent libres et peuvent adsorber un autre colloïde. Ce mécanisme permet donc l'agglomération des particules par pontage des polymères. Une concentration très élevée de polymères peut restabiliser les colloïdes (figure I.4).



**Figure I.4:** Adsorption et pontage à l'aide de polymères.

### 2.1.2. Coagulants

La coagulation consiste à ajouter à l'eau traitée un électrolyte (coagulant) capable de neutraliser ou bien d'annuler les charges négatives en suspension stables présentes dans l'eau et de produire des floccs denses et décantables. Généralement, ces réactifs sont des sels de charge opposée à celle du colloïde, leur pouvoir coagulant est d'autant plus grand que leurs charges ioniques sont élevées [5].

L'efficacité du traitement dépend du coagulant utilisé, elle est directement liée à la valence des cations. Cette efficacité est expliquée par une diminution du potentiel Zêta, due à une compression de la double couche ionique et à l'adsorption préférentielle. A l'interface particule-liquide, les cations portant les charges électriques les plus élevées, d'après les travaux de Schulze et Hardy, assurent mieux l'annulation des charges répulsives [5].

Généralement les principaux coagulants utilisés sont les sels de fer et d'Aluminium. La réaction de base lors de la mise en solution d'un coagulant, est une hydrolyse qui modifie les caractéristiques physicochimiques de l'eau à traiter telles que le pH, l'alcalinité et la conductivité.

Néanmoins, pour le traitement de l'eau destinée à l'alimentation des membranes d'osmose inverse, le sulfate d'alumine n'est pas utilisable, car son minimum de solubilité ne peut être atteint dans la gamme de pH de l'eau de mer (8 à 8,7) [5]. De plus, l'aluminium résiduel dans l'eau réagit avec les produits séquestrants et les membranes elles même (séquestrant et membrane étant chargés négativement) [6]; d'autre part, l'aluminium est un élément nuisible pour la santé, il peut causer l'apparition de désordres neurologiques tels que la maladie d'Alzheimer. Alors, le chlorure ferrique est le coagulant le plus utilisé dans le traitement de l'eau de mer destinée à l'alimentation des membranes d'osmose inverse, sans risque pour la santé, au contraire, c'est un élément nutritif. En outre, la dose du chlorure ferrique doit être bien optimisée et contrôlée afin d'éviter le goût métallique désagréable de l'eau et la formation d'un précipité dans les conduites, ce qui favorise la croissance des bactéries ferrugineuses et peut entraîner un colmatage colloïdale des membranes.

### 2.1.3. Paramètres affectant la coagulation

La présence de l'alcalinité et des particules colloïdales et notamment solides en suspension, a un effet sur les réactions de la coagulation et la vitesse de la sédimentation des floccs obtenus. En effet, les principaux facteurs influençant l'efficacité de la coagulation-

floculation sont la dose de coagulant, le pH du milieu, la turbidité initiale et la température de l'eau.

### ***2.1.3.1. Influence du pH***

Lors de l'ajout d'un coagulant, le pH est souvent modifié. Cette modification doit être contrôlée et maintenue dans la plage optimale permettant la précipitation du coagulant, c'est-à-dire la plage de pH optimum correspondant au minimum de la solubilité de l'hydroxyde du métal formé. La correction du pH du milieu est donc indispensable, elle s'effectue à l'aide d'un acide ou d'une base. Une coagulation réalisée à un pH non optimal peut entraîner une augmentation du temps de coagulation [5].

Le pH a également une influence sur l'élimination des matières organiques. En effet, plus le pH de coagulation est acide, plus les matières organiques sont éliminées. Une diminution du pH provoque une augmentation de la taille des particules qui deviennent plus hydrophobes avec une augmentation de la solubilité des hydroxydes. De ce fait, la détermination du pH optimal est importante, au-delà, les protons évitent l'interaction entre les matières organiques et les hydroxydes métalliques.

L'étude de Qin et al [21], a examiné l'effet du pH de coagulation sur la réduction des matières organiques dans l'eau de réservoirs. Les résultats ont montré que les conditions optimales pour la réduction de la matière organique ont été observées à un pH 5,2 et à une concentration de chlorure d'aluminium de 5 mg/L, avec un taux de réduction de la DCO égale à 45 % et 97 % pour la turbidité. Un taux de réduction de 35% de la turbidité a été noté à pH=7,2. De ce fait, le contrôle du pH est important pour la réduction de la matière organique.

### ***2.1.3.2. Effet de la dose du coagulant***

C'est la concentration nécessaire pour provoquer la neutralisation, une dose de coagulant excessive entraîne une augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'une dose insuffisante conduit à une mauvaise qualité de l'eau traitée. La quantité de réactifs peut être déterminée par des essais de Jar-Test.

### ***2.1.3.3. Effet de la température***

L'eau à basse température est plus visqueuse que l'eau à haute température (les atomes, molécules sont plus rapprochés). En effet, Camp et al [22] ont montré que pour les eaux froides, la solubilité des coagulants est plus faible et l'augmentation de la viscosité de l'eau diminue, ce qui a été confirmé par les travaux de Van et al [23] dans leur comparaison des performances de l'aluminium et d'un coagulant pré-hydrolysé, leurs résultats montrent que le pH optimal varie en fonction de la température pour l'aluminium.

Afin que le coagulant soit mieux dispersé et que des floccs plus denses soient obtenus, l'augmentation de la vitesse de mélange est très importante. On peut dire, que l'optimisation de la coagulation est en fonction de la saison.

Plusieurs auteurs ont montré que la plage du pH optimal varie avec la variation de la température de l'eau. Selon les travaux de Kang et al [24], pour l'aluminium, le pH optimal

augmente de 0,6-0,8 lorsque la température de l'eau passe de 20°C à 40 °C, alors que pour le chlorure ferrique, l'augmentation du pH optimal est de 0,4.

Des études ont été faites afin de déterminer l'efficacité du coagulant à basse de température, ainsi, Morris et al [25] ont mené une étude comparative en utilisant deux coagulants: le chlorure ferrique, et le chlorure d'aluminium. La meilleure élimination de la turbidité est obtenue en utilisant le chlorure ferrique, tant que que l'emploi de chlorure d'aluminium a permis l'obtention de petits floccs difficilement décantable.

L'étude de comparaison de la performance entre le chlorure ferrique et le sulfate d'aluminium a été effectuée par Haarhoff et al [26]. Leurs résultats montrent que le chlorure ferrique permet une meilleure élimination de la turbidité.

Dans une autre étude, Van et al [23] ont montré que l'augmentation du pH optimal de coagulation au dessus de 7 améliore l'effet négatif d'une baisse de la température sur l'élimination des acides fulviques.

#### ***2.1.3.4. Effet de la turbidité de l'eau***

La turbidité est un paramètre influençant l'efficacité de la coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules (turbidité) doit être suivie d'une augmentation de la dose du coagulant [4].

#### ***2.1.3.5. Effet de l'alcalinité***

Lors de l'ajout du coagulant dans l'eau, le réactif réagit avec l'alcalinité de l'eau et produit un précipité d'hydroxyde. En effet, il faut un minimum d'alcalinité pour que le coagulant réagisse correctement, et ce en permettant de stabiliser le pH dans la plage optimale de la coagulation.

#### ***2.1.3.6. Effet des conditions de mélange***

L'opération de la coagulation doit s'effectuer dans un temps très bref et de façon énergétique car le processus de déstabilisation est réversible. Le réactif doit être réparti le plus rapidement possible et de façon la plus homogène dans toute la masse de l'eau. Ce mélange énergétique doit durer entre (1 et 3) minutes [20].

La coagulation exige un mélange rapide pendant un temps qui varie habituellement de 0,5 à 4 min [18]. Le niveau de mélange peut être caractérisé de manière simple par un gradient de vitesse moyen. L'étude d'optimisation des paramètres vitesse et temps d'agitation de la coagulation-floculation de l'eau usée de tannerie avec le chlorure ferrique et d'aluminium, réalisée par Rossini et al [27], montre qu'un temps d'agitation court en coagulation a un effet sur l'efficacité de la réduction de la turbidité. En effet, le temps estimé est de (60 à 90) seconde permet de réduire la turbidité de 12% à 80%.

Au niveau des stations de traitement de l'eau, le mélange s'effectue soit directement dans le tuyau par l'injection de coagulant dans une zone de forte turbulence (écoulement turbulent), soit en utilisant des mélangeurs statiques ou mécaniques.

## 2.2. Flocculation

L'utilisation d'un seul coagulant ne permet pas, dans tous les cas, d'obtenir une bonne coagulation-flocculation. En effet, la flocculation est une étape effectuée après la coagulation, elle consiste à assurer les contacts entre les microflocs formés et constituer des particules emprisonnées par les hydroxydes métalliques nouvellement précipités. Une fois agglomérés, les flocons seront plus gros et sédimenteront plus rapidement [4].

Le but de la flocculation est d'augmenter le volume, la densité et la cohésion des flocs formés par création d'une turbulence. Le temps à respecter entre les ajouts du coagulant et du flocculant est considérable. En effet, un flocculant n'est en général efficace que lorsque la phase de coagulation est achevée.

Certains paramètres affectent le bon fonctionnement de la flocculation, telle que la vitesse de mélange qui doit être suffisamment lente afin d'assurer le contact entre les flocs engendrés par la coagulation, en effet, si le mélange dépasse une certaine puissance, les flocs risquent de se briser. Également, il faut un temps de séjour minimal pour que la flocculation ait lieu. Le gradient de vitesse en flocculation varie généralement de 20 à 60 tr/min [20]. La flocculation est un phénomène plus lent que la coagulation, de manière générale, elle peut prendre de 6 à 30 min, tout dépend de la configuration du bassin de mélange, du niveau du mélangeur, du type de flocculant utilisé et de sa concentration.

### 2.2.1. Mécanisme de la flocculation

Deux mécanismes successifs de transport s'effectuent afin d'augmenter la probabilité de contact entre les particules lors de l'addition du flocculant [4]:

#### 2.2.1.1. Flocculation péri-cinétique (mouvement brownien)

C'est une flocculation due à des mouvements browniens. Le contact entre les particules se fait par le mouvement aléatoire dans toutes les directions sous l'effet de l'agitation thermique, mécanique (le mouvement brownien correspond au déplacement désordonné des colloïdes) [5].

La variation du nombre de particules agrégées au cours du temps est donnée par l'équation de Smoluchowski:

$$\frac{dn}{n} = -8\alpha \frac{kT}{3\mu} n^2 \quad (1)$$

avec:

- n : nombre de particules par unité de volume ;
- $\alpha$  : fraction des chocs efficaces;
- k : constante de Boltzman ;
- T : température absolue.
- $\mu$  : viscosité de l'eau

Le taux de variation du nombre de particules selon cette équation, lors de la flocculation péri-cinétique, n'est pas important lorsque la taille des particules est inférieure à 10  $\mu\text{m}$ . Au delà

de cette taille, d'autres mécanismes doivent être utilisés afin d'assurer un bon taux d'agrégation des particules raisonnable [4].

### 2.2.1.2. Floculation ortho-cinétique

Ce type de floculation est lié à la vitesse d'agitation du fluide, il est causé par le mélange de l'eau afin d'augmenter la probabilité de rencontre des particules. Néanmoins, cette vitesse ne doit pas être excessive afin de ne pas briser les floes formés et ils se reforment rarement eux-mêmes. La floculation est favorisée par une vitesse d'agitation assez faible et douce qui conduit doucement les floes à se réunir.

Le gradient de vitesse est défini selon l'équation de Camps et Stein:

$$G = \sqrt{\frac{P}{V\mu}} \quad (2)$$

avec:

- P : puissance d'agitation;
- V : volume du flocculateur;
- $\mu$  : viscosité dynamique.

Au début de l'agglomération des petites particules, le mouvement brownien représente un rôle prépondérant (influence fondamentale de la température). Quand l'agglomération se poursuit, c'est l'agitation du milieu qui devient prépondérante (influence du gradient de vitesse).

### 2.2.2. Flocculants

Les flocculants sont des polymères à haute pression moléculaire qui sont, soit minéraux (silice activée  $\text{SiO}_2$ , bentonite), naturels (extraits de substances animales ou végétales: amidons, alginates), ou bien de synthèse; les plus utilisés sont les flocculants en polymères de synthèse apparus plus récemment et qui ont fait évoluer considérablement les performances de la floculation. Ils conduisent souvent à un volume de boues très inférieur. Ce type de flocculant se classe suivant leurs masses moléculaires et le caractère ionique de leur groupement actif en solution, en trois grandes catégories [4]:

#### 2.2.2.1. Polymères non-ioniques

Ce type de polymères est obtenu par polymérisation de l'acrylamide ou d'un acide acrylique sous l'action d'initiateurs radicalaires.

#### 2.2.2.2. Polymères anioniques

Ce sont généralement des réactifs macromoléculaires qui comportent sur leurs chaînes des groupements ionisés, carboxyliques ou sulfoniques, chargés négativement par dissociation en solution aqueuse. Parmi les plus répandus, notons les copolymères acrylate-acrylamide et les polyacrylamides partiellement hydrolysés par un réactif caustique

### 2.2.2.3. Polymères cationiques

Ce sont des macromolécules de masse moléculaire faible, portant sur leur chaîne des charges positives, préparés à partir de structures à base de sels sulfonim ou phosphonium, ou à partir d'un ammonium qui peut être sous forme d'amine. Les polymères cationiques les plus couramment utilisés sont les polyéthylènimines, le chlorure de polyéthylénimine et le chlorhydrate de polyvinylammonium.

Les différents coagulants et floculants utilisés lors des procédés de la coagulation-floculation dans le traitement de l'eau sont présentés dans le tableau I.4.

**Tableau I.4:** Différents coagulants et floculants dans le traitement des eaux [5] .

<b>Coagulants</b>		
Produit	Formule	Forme commerciale
Sulfate d'alumine	$Al_2(SO_4)_3, 14H_2O$	Poudre et solution à 48.3%
Chlorure ferrique	$FeCl_3, 6H_2O$	Solution à 40% en poids
Sulfate ferrique	$Fe_2(SO_4)_3, 7H_2O$	Cristallisé
<b>Floculants</b>		
Produit	Mode d'action	Utilisation
Poly électrolyte cationique	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Neutralisation de charge</li> <li>• Adsorption</li> <li>• Réticulation</li> </ul>	Coagulant adjuvant
Poly électrolyte anionique	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Adsorption</li> <li>• Réticulation</li> </ul>	Adjuvant essentiellement
Poly électrolyte non ionique	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Adsorption</li> <li>• Réticulation</li> </ul>	Adjuvant minéral
Bentonite	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Adsorption</li> </ul>	Adjuvant minéral
Silice active	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Réticulation</li> </ul>	Adjuvant minéral
Carbonate de sodium	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Neutralisation de charge</li> </ul>	Adjuvant minéral

### 3. Coagulation-floculation comme prétraitement

L'ajout d'un coagulant dans une eau permet d'agglomérer et d'adsorber les particules et la matière organique colloïdale, ou encore, de provoquer la précipitation des colloïdes organiques à un pH optimum.

Cette coagulation de la matière organique peut être suivie d'une filtration sur membrane de microfiltration (MF) ou d'ultrafiltration (UF). Cette combinaison de procédés est appelée couplage coagulation-MF ou coagulation-UF. En effet, la précoagulation limite le colmatage des membranes d'ultrafiltration et de microfiltration. Bouchard et al [18] ont observé expérimentalement que la pré-coagulation limite le colmatage des membranes d'ultrafiltration et de microfiltration et que pouvoir colmatant des micro-flocs est moins élevé que celui des colloïdes. Ils ont expliqué que le mécanisme de colmatage est comme suit:

- le fait que les colloïdes sont coagulés et forment des micro-flocs avant d'être filtrés sur la membrane. Le colmatage de ce dernier est limité puisque les dépôts à la surface des membranes sont plus poreux que dans le cas où les colloïdes sont filtrés directement;
- la coagulation évite qu'une partie du colloïde pénètre dans les pores et provoque un colmatage en profondeur;
- les flocs sont suffisamment gros pour ne pas se déposer à la surface.

D'après Ellis et al [28], les conditions optimales de pH et la concentration du coagulant qui permettent d'éviter le colmatage des membrane sont: le pH égal à 6 et une concentration de  $\text{FeCl}_3$  allant de 3 à 4 mg/L, déterminées par le Jar-Test. Dans une étude à l'échelle laboratoire, Bouchard et al [18] ont évalué les performances du traitement par ultrafiltration d'une eau de lac. Les essais d'ultrafiltration sans et avec prétraitement par coagulation ont été réalisés à flux constant. La variation du taux de réduction de la matière organique par ultrafiltration sans prétraitement a été remarquée, soit une réduction de 10 à 50% pour l'absorbance (UV 254), et de 0 à 30% de COT. Alors que pour l'utilisation de la coagulation avant l'ultrafiltration, le taux de réduction estimé est supérieur à 60% pour le COT, et il est supérieur à 80% pour l'absorbance (UV 254).

D'après, les travaux de Lee et al [29] qui ont étudié l'effet de la coagulation-floculation sur l'efficacité de la filtration d'une eau très turbide par microfiltration, l'utilisation de coagulants conduit à l'augmentation du flux du perméat et le colmatage des membranes s'en trouve réduit. Ils ont expliqué que cette réduction est le résultat de deux mécanismes: l'augmentation de la taille des petites particules et l'adsorption des particules organiques précipitées lors de la coagulation. Aussi, d'après Bonneley et al [30], la production d'une eau prétraitée ayant une turbidité de 0,1 NTU est possible avec l'utilisation de la coagulation. Wei my et al [31], lors de leur utilisation de la coagulation et de la filtration comme prétraitement en amont d'un système d'osmose inverse, ont prouvé la possibilité d'obtenir une eau de turbidité inférieure à 0,5 NTU, en appliquant une concentration maximale de fer de 0,2 mg/L et une faible concentration de silice 0,1 mg/L. Par ailleurs, les résultats obtenus par Tenzer et al [32], montrent que l'utilisation du coagulant à 0,3 mg/L permet de réduire 90 à 95% de la turbidité et de produire une eau prétraitée conforme à l'alimentation des membranes d'osmose inverse.

On peut conclure que la coagulation est efficace pour maintenir le flux de perméation au cours du temps (réduire le pouvoir colmatant de la suspension). En effet, par le faite que les flocs sont trop grands pour pénétrer dans les pores des membranes, ils sont facilement transportables au cours de l'écoulement, et même déposés sur la surface de la membrane, ils opposent une faible résistance à la filtration. D'après toutes ces études, la coagulation semble un prétraitement efficace pour améliorer les performances des membranes.

### III. FILTRATION SUR SABLE

#### 1. Introduction

Le traitement de l'eau de mer par les membranes d'osmose inverse a pour objectif de fournir une eau potable de bonne qualité en termes physiques, chimiques et microbiologiques. Le bon fonctionnement des étapes du prétraitement est indispensable pour produire une eau de qualité conforme au norme de potabilité.

En règle générale, une filière conventionnelle de prétraitement de l'eau potable comprend des procédés physico-chimiques et notamment membranaires en amont du système d'osmose inverse, conçus afin de maintenir la meilleure qualité de l'eau prétraitée et, ce en protégeant les membranes d'osmose inverse.

La filtration sur sable est une étape de traitement physique très appliquée dans une filière de production d'eau potable, en particulier pour les stations de dessalement par osmose inverse produisant de l'eau potable à partir des eaux de surface. La filtration peut être directe ou précédée d'une étape de clarification comprenant la coagulation-floculation et la décantation, au cours desquelles est éliminée une partie importante de la turbidité, de la couleur, des micro-organismes et des substances responsables des goûts et odeurs. Selon Watson [33]. la combinaison d'une clarification de l'eau par aérofloculation suivie d'une filtration sur charbon actif granulaire, est le traitement le plus efficace pour éliminer la couleur, les goûts et les odeurs.

La filtration est définie comme un procédé physique qui s'effectue par le passage de l'eau coagulée ou décantée à travers un milieu poreux, permettant de réduire les particules de l'eau, les floes d'hydroxyde métallique formés par la coagulation floculation, les précipités insolubles résultant d'un adoucissement chimique, les bactéries, et la turbidité non éliminée préalablement.

#### 2. Matériaux filtrants

Dans les stations de traitement de l'eau, les filtres généralement utilisés sont les filtres à sable rapides, les filtres à sable lents et les filtres biologiques. Certains filtres rapides (bicouches ou multicouches) utilisent différents matériaux filtrants tels que le sable de silice, le quartz, l'antracite ou le charbon actif. Ces matériaux doivent être insolubles, non friables, et ne doivent relarguer aucune substance susceptible d'altérer la qualité de l'eau.

Le sable est un matériau naturel, à base de silice, il existe soit en sable concassé et soit en sable roulé; sa densité réelle est d'environ 2,5 à 2,7.

L'antracite est un matériau à base de carbone, obtenu par calcination du matériel végétal, il se présente sous forme de grains durs et anguleux; sa densité réelle est de l'ordre de 1,45 à 1,75.

Le charbon actif est également un matériau à base de carbone, obtenu par calcination et activation de bois, houille ou noix de coco.

Pour une filtration classique, les matériaux les plus courants sont le sable et l'antracite. Le sable est employé seul en tant que monocouche ou associé avec de l'antracite dans les filtres bicouches [5].

L'efficacité du procédé de filtration dépend de plusieurs paramètres à savoir [34]:

- ❖ Caractéristiques du matériau filtrant (la porosité, le diamètre des pores, la taille et la forme des grains);
- ❖ Qualité de l'eau à traiter (la concentration, la taille, la forme et la densité des particules);
- ❖ Caractéristiques du fluide (Viscosité et densité);
- ❖ Caractéristiques de l'écoulement (débit et nombre de Reynolds).

En pratique, la filtration la plus répandue, la plus simple et la moins coûteuse, est la filtration sur sable, elle est d'autant plus efficace que les grains de sable sont plus fins et la vitesse de l'eau plus faible [5]. D'autres matériaux combinés avec le sable entrent dans la composition d'un filtre, on distingue :

- ❖ Matériau homogène de granulométrie constante;
- ❖ Matériau hétérogène de granulométrie différente;
- ❖ Bicouche ou multi-couches de deux ou plusieurs couches de matériau différent comme une couche de sable et une couche d'antracite;
- ❖ Matériau spécifique de la bio-filtration ou de l'adsorption comme le charbon actif.

### **2.1. Caractéristique des matériaux filtrants**

Le choix du matériau filtrant est basé sur les caractéristiques de l'eau à traiter et la qualité de l'eau désirée [2]. Les principales caractéristiques du matériau filtrant sont:

- ❖ Type de Matériau filtrant: le sable, l'antracite ou le charbon actif en grain. Ce dernier type est le plus souvent utilisé en traitement d'affinage (adsorption) afin d'éliminer les pesticides et les sous-produits d'oxydation (odeurs et goûts);
- ❖ Taille de grain du milieu filtrant;
- ❖ Coefficient d'uniformité: ce caractère permet d'estimer l'homogénéité des tailles des grains, les grains les plus gros se trouvant au fond du filtre et les plus fins en surface.
- ❖ Hauteur de la couche filtrante;
- ❖ Taux de filtration (en  $m^3/m^2.h$ ) ou vitesse de filtration.

Les caractéristiques du matériau filtrant jouent un rôle essentiel dans les performances de la filtration. En effet, Moran et al. [35] ont étudié l'impact de la taille des grains du matériau filtrant sur l'efficacité des filtres. Ils ont montré que l'enlèvement des particules est meilleur pour les faibles diamètres effectifs comparés aux tailles plus élevées.

### 2.1.1. Densité et Porosité

La densité et la porosité sont des paramètres qui caractérisent le matériau filtrant, on utilise les méthodes classiques pour les déterminer.

#### 2.1.1.1. Porosité

La porosité est estimée par la mesure du volume du matériau occupé par l'eau lorsqu'il est saturé d'eau. La porosité des grains ne dépend que de leur forme et de leurs dispositions géométriques relatives (et non de leur taille), elle est désignée par un nombre sans dimension (ou un pourcentage):

Elle est donnée par la relation suivante:

$$\varepsilon = \left( \frac{\text{Volume Total} - \text{Volume de matériau}_i}{V_{\text{Total}}} \right) \quad (3)$$

#### 2.1.1.2. Densité

La densité relative est le rapport entre la masse du sable et celle de l'eau déplacée selon la formule suivante:

$$\rho = \left( \frac{\text{Masse de l'eau déplacée}}{\text{Masse de l'eau} + \text{Masse du sable} - \text{Masse du mélange d'eau et du sable}} \right) \quad (4)$$

### 2.2. Coefficient d'uniformité

Le coefficient d'uniformité caractérise l'uniformité des tailles des grains, c'est le rapport entre le diamètre qui laisse passer 60% des particules et celui qui laisse passer 10%, soit  $D_{60}/D_{10}$  où:

- $D_{10}$ : Diamètre effectif correspondant à la grosseur des mailles du tamis qui laissent passer 10% de la masse de l'échantillon;
- $D_{60}$ : Diamètre effectif correspondant à la grosseur des mailles du tamis qui laissent passer 60% de la masse de l'échantillon.

### 3. Types des filtres à sables

Les filtres permettent la collecte et l'évacuation de l'eau filtrée et sont généralement composés de trois parties:

- Le fond pour supporter le matériau filtrant;
- Le gravier pour retenir le matériau filtrant et améliorer la distribution de l'eau de lavage dans le filtre;
- Le matériau filtrant qui sert à retenir les contaminants.

Dans le traitement des eaux, les différents types de filtre à sable sont classés suivant les paramètres de fonctionnement, à savoir:

### **3.1. Vitesse de filtration et perte de charge**

Deux types de filtration sont appliqués selon la perte de charge et le cycle de la filtration (durée de fonctionnement entre deux opérations de lavage):

#### **3.1.1. Filtration lente**

L'eau traverse lentement et régulièrement une couche de sable d'une épaisseur et d'une granulométrie déterminée, elle retient des matières en suspension adaptée au traitement d'eaux très turbides et elle nécessite la mise en oeuvre de surfaces de filtration très importantes.

#### **3.1.2. Filtration rapide**

C'est une technique LE plus répandue dans le traitement des eaux de consommation, elle est associée à plusieurs étapes du traitement comme la coagulation-floculation et la décantation, sa vitesse de filtration est plus importante que dans le cas de la filtration lente. En pratique, les filtres à sable rapides sont les plus utilisés.

### **3.2. Granulométrie**

Il existe trois types de filtration qui correspondent à un choix de granulométries différentes:

- ❖ Filtration sur couche de matériau homogène où la granulométrie du matériau est la même de la base au sommet de la couche filtrante;
- ❖ Filtration sur couche de matériau hétérogène où la granulométrie du matériau filtrant est hétérogène, les grains les plus gros pour un matériau sont à la base du filtre, alors que les grains les plus fins sont en surface. Au cours du cycle de filtration, le matériau fin reçoit l'eau à traiter contenant les matières en suspension et le matériau à granulométrie plus importante reçoit une eau propre.
- ❖ Filtration sur plusieurs couches filtrantes ou bien filtration multicouche.

En pratique, la filtration bicouche est la plus utilisée dans le traitement de l'eau potable, où une partie de la couche supérieure fine du sable est remplacée par un autre matériau filtrant de densité faible, dont le diamètre effectif est supérieur à celui du sable, comme l'antracite au dessus d'une couche de sable fin. Ainsi, on évite que les couches composées de grains fins ne se mélangent à celles des grains plus gros [34].

## **4. Mécanisme de la filtration**

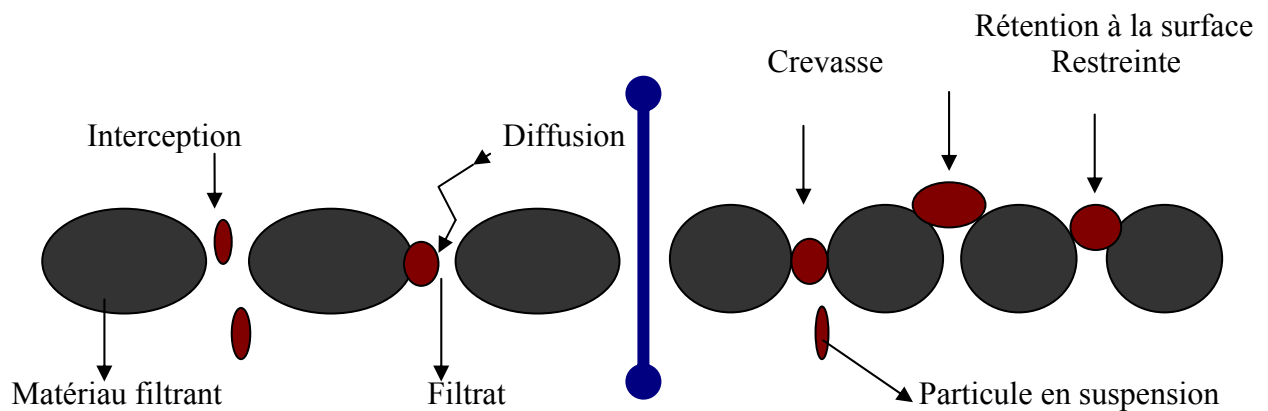
Le pouvoir du filtre ou le taux de filtration est caractérisé par la quantité des particules arrêtées et par la qualité de l'eau produite, le mécanisme de la filtration consiste en l'adsorption et la rétention des particules sur les grains du matériau filtrant des particules; c'est à dire la filtration d'une eau à travers le volume de vide du matériau caractérisé par la porosité [34].

Trois mécanismes principaux interviennent successivement et sont responsables de la mise en contact des particules avec le matériau granulaire, à savoir:

#### 4.1. Mécanisme de capture

Les mécanismes de capture selon la figure I.5 sont essentiellement caractérisés par deux natures de mécanismes:

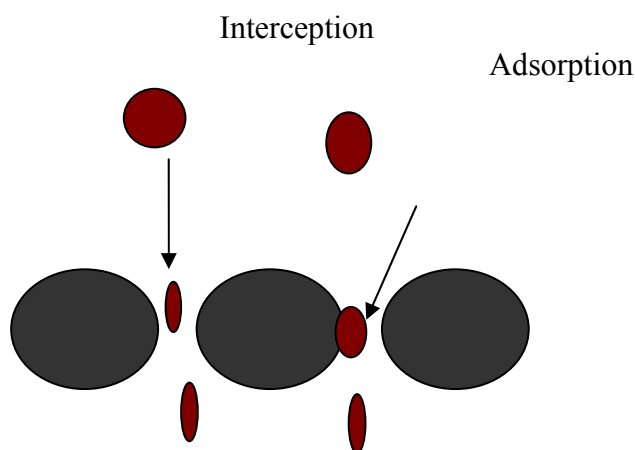
- ❖ La rétention de particules par le matériau filtrant et par plusieurs sites de rétention de surface (la particule se dépose sur la surface d'un grain du lit poreux), de crevasse (la particule coincée entre deux grains) et de restreinte (la particule vient se bloquer à l'entrée d'une maille de taille inférieure à la sienne); elle présente un tamisage mécanique. Ce type de mécanisme consiste en la rétention des particules en suspension plus grosse que la maille du filtre.
- ❖ Une particule plus dense que l'eau, sous l'influence de la pesanteur, suit dans l'eau une ligne de courant; sa taille inférieure comparée à celle des pores, peut traverser le volume du vide sans être arrêtée par le filtre; lors de sa trajectoire, des contacts particule/matériau peuvent avoir lieu, ce qui permet sa capture. Quand la particule est moins dense que l'eau, les différents phénomènes entraînent un changement de sa trajectoire et le contact d'une particule avec le matériau, qu'il s'agisse d'une interception directe par frottement ou d'un transport de diffusion, la particule est soumise à un mouvement brownien.



**Figure I.5:** Mécanisme de capture.

## 4.2. Mécanisme de fixation

La figure I.6, explique la fixation des particules à la surface du matériau filtrant. Ce mécanisme est dû à des forces d'origine physique (coincement et cohésion) et à des forces d'adsorption principalement les forces de Van der Waals.



*Figure.I.6:* Mécanisme de fixation.

## 4.2. Mécanisme de détachement

Sous l'action des mécanismes précédents, il se produit une diminution de l'espace entre les parois du matériau recouvert de particules déjà déposées, qui conduit à l'augmentation de la vitesse d'écoulement intergranulaire. En effet, les dépôts déjà retenus peuvent alors se détacher et être entraînés plus avant dans le matériau filtrant.

Le mécanisme de détachement est un mécanisme de décolmatage des particules en suspension sous l'influence de la vitesse de l'eau lors du lavage.

## 5. Colmatage et décolmatage des filtres

Le colmatage des filtres est l'obstruction progressive du matériau filtrant au cours de la filtration, entraînant une augmentation des pertes de charge ou une diminution de la vitesse due au fonctionnement et une dégradation de la qualité de l'eau filtrée (augmentation de la turbidité). De ce fait, on peut dire que le colmatage est un phénomène qui a pour effet un grossissement des grains du matériau filtrant, réduisant la dimension des espaces interstitiels et la section de passage offerte à l'eau.

Les filtres doivent donc régulièrement être lavés selon des consignes liées à la qualité de l'eau filtrée (turbidité) ou à l'opération des filtres (pertes de charge, durée de fonctionnement), afin de les ramener à leur état initial, et ce en inversant le sens de l'écoulement de l'eau; alors que, le matériau filtrant est en expansion et devient fluidisé, chaque grain est séparé de ses voisins. De même, les particules d'impuretés arrêtées par le filtre, beaucoup moins dense que les grains de sable, sont décollées et aisément évacuées du matériau filtrant.

L'enlèvement des particules retenues peut se produire par deux manières, soit spontanément, sans modification des conditions opératoires (débit, pression), soit d'une manière provoquée lorsque l'on modifie le débit ou la pression d'injection des suspensions. La différence entre elles est que le décolmatage spontané agit localement au niveau du pore, alors que le décolmatage provoqué se produit partout dans le milieu poreux.

Un cycle de filtration est défini par la période séparant deux lavages consécutifs. Dans certains cas, on peut aussi observer une dégradation de la qualité de l'eau filtrée vers la fin du cycle. Une étude de modélisation de la phase de la dégradation de filtration par Amirtharajah et al. [36], ont montré, que la qualité de l'eau filtrée est en général médiocre pendant les premières minutes de lavage jusqu'à atteindre une stabilisation.

### **5.1. Décolmatage spontané**

Le décolmatage spontané des particules bloquées se manifeste par :

- Les fluctuations locales de la pression ou du débit qui modifient la pression statique exercée par le fluide sur la particule capturée et peut entraîner le décolmatage ;
- Les chocs des particules en mouvement sur les particules capturées. Un tel décolmatage dépend, du type du site de rétention de la particule capturée. Il est évident qu'il est beaucoup plus facile de réentraîner une particule capturée dans un site de surface ou de crevasse qu'une autre capturée dans un site de caverne ou de constriction.

### **5.2. Décolmatage provoqué**

Le réentraînement d'une particule initialement bloquée, peut être effectué par l'augmentation de la pression ou du débit de la suspension, l'inversion du sens de l'écoulement, ou bien lors des impulsions liées aux variations rapides de la pression ou du débit.

## **6. Filtration sur sable comme prétraitement de l'eau de mer. Choix d'un lit filtrant**

De nombreux auteurs (Moran [35], Mitroliia [37], Zouboulisa [38]) se sont intéressés à l'étude des performances de la filtration de l'eau et les paramètres affectant la qualité de l'eau filtrée

Par ailleurs, le rendement de la filtration ne dépend pas seulement des caractéristiques des filtres mais aussi de la capacité des traitements réalisés en amont. La dose optimale de coagulants tels que l'aluminium, joue un rôle important pour atteindre une bonne réduction de la turbidité en aval des filtres. Ainsi, Moran et al [35] ont montré qu'un traitement chimique adéquat avant la filtration, permet 70% d'élimination de la turbidité. Le taux d'élimination des bactéries et des kystes est de 95%. De même, ils ont observé qu'en absence d'un prétraitement chimique, l'élimination de la turbidité, des bactéries et des kystes varient de 0 à 70 %.

Les résultats de la filtration bicouche de l'eau de mer de la région du Golf, sont présentés dans l'étude de Mitroliia et al [37]. Deux matériaux filtrants, sable/filtralite et sable/antracite ont été comparés sous différentes conditions de fonctionnement (le type de coagulant, la dose et la vitesse de filtration). L'étude a été basée sur les paramètres de qualité de l'eau filtrée (la turbidité, l'indice de densité (SDI), le carbone organique total). Pour évaluer l'effet des variations de température sur l'efficacité du prétraitement, des expériences ont été réalisées en

hiver et en été. Malgré la mauvaise qualité de l'eau de mer par la prise ouverte, une faible turbidité et des faibles valeurs de SDI (inférieur à 5) ont été constatés pour une filtration bicouche pour les deux matériaux avec l'injection préalable de 1,8 mg/L de polychlorure d'aluminium; des valeurs beaucoup plus faibles ont été enregistrées en été.

La granulométrie de (5-2,5) mm de sable ou d'antracite, a permis en hiver une bonne performance d'élimination des particules de l'eau de mer, la réduction de la valeur de la turbidité à près de 0,1 NTU et les valeurs de SDI à un niveau inférieur à 4, ou même inférieur à 3. Il a été observé qu'à la vitesse supérieure à 10 m/h, la filtration bicouche par sable/filtralite avait presque la même qualité que celle de la de la filtration bicouche sable/antracite. D'autre part, pour une vitesse de filtration inférieure à 5 m/h, le sable/filtralite donne de plus faibles valeurs de SDI de l'eau de filtrat que le sable/antracite.

Dans le travail de Zouboulisa et al [38], l'étape de la filtration mono et bicouche a été examinée. L'efficacité de la filtration a été améliorée. Une comparaison entre une filtration monocouche du sable et une filtration bicouche de sable (60 cm) et l'antracite (40 cm) a été effectuée. Les performances de la filtration ont été évaluées en termes de la turbidité aussi bien que le développement de la perte de charge. Il a été prouvé que la filtration bicouches et monocouche produisent une bonne qualité de l'eau, mais avec des cycles de filtration différents plus grands dans le cas bicouches, 3 fois plus que ceux de la filtration monocouche.

## VI. TECHNIQUES MEMBRANAIRES

### 1. Présentation d'une membrane

La filtration sur membrane est considérée ces dernières années comme une technique d'avenir, très utilisée dans le domaine du traitement de l'eau, à cause du fait qu'elle fonctionne sans ajout de produits chimiques [39].

Une membrane est une très mince couche de matière qui permet ou interdit, sous l'action d'une force motrice, le passage de certaines substances, entre deux milieux qu'elle sépare. La force motrice peut être une différence de pression ou de concentration de part et d'autre de la membrane [40].

Les membranes utilisées lors de la filtration ont des compositions et des structures très différentes. Elles peuvent être homogènes en structure (isotrope), ou constituées de couches ayant des propriétés différentes (anisotrope), comme elles peuvent être poreuses ou non poreuses.

En termes de propriétés chimiques, les membranes sont composées de polymères organiques, inorganiques, ou du mélange des deux [41].

- Les membranes organiques sont caractérisées par une faible résistance à la température, aux pH extrêmes et aux pressions importantes, mais elles sont moins coûteuses. Elles sont soit à base de polymères naturels sensibles aux oxydants, aux températures supérieures à 50°C et aux microorganismes; elles ne conviennent qu'à la filtration de solutions dont le pH est compris entre 3 et 8. Il existe également des membranes organiques à base de polymères synthétiques qui sont chimiquement plus résistantes que les membranes organiques de polymères naturels.
- Les membranes inorganiques ou minérales sont constituées de polyélectrolytes complexes, soit de silice, de carbone, d'oxyde de graphite, de dioxyde de titane, de zirconium ou bien d'alumine; ces membranes ont de bonnes propriétés de résistance chimique dont le pH allant de 1 à 14, mécanique dont la pression comprise entre 1 et 100 bars, thermique et bactériologique. L'utilisation des membranes inorganiques est limitée aux domaines de la microfiltration et l'ultrafiltration.

### 2. Géométrie des membranes

Un système membranaire est constitué d'une membrane de séparation et d'un module servant de support. Les modules permettent une circulation étanche de l'alimentation, du perméat et du retentât, ainsi qu'une minimisation des pertes de charges lors de la circulation des fluides. Ils permettent aussi de maximiser le rapport surface filtrante/volume occupé, et de

faciliter le nettoyage. Il existe différents types de modules, les plus utilisés actuellement dans le traitement de l'eau sont :

### **2.1. Modules tubulaires**

Un module tubulaire contient plusieurs tubes qui peuvent être en série ou en parallèle ayant des diamètres internes entre 6 et 25 mm. L'eau à traiter circule à l'intérieur des tubes et le perméat est recueilli à l'extérieur. Ce type de modules est basé sur une technologie simple, facile à utiliser et à nettoyer, mais ils sont grands consommateurs d'énergie pour une très faible surface d'échange par unité de volume (compacité réduite).

### **2.2. Modules fibres creuses**

Ces modules associent un ensemble de fibres creuses de diamètre inférieur au micromètre, sous forme de faisceaux en polymère organique. La couche filtrante peut être placée à l'intérieur de la fibre, alors que la filtration est réalisée de l'intérieur vers l'extérieur de la fibre. Les modules fibres creuses sont peu coûteux et sont d'une très grande compacité, ils sont très utilisés en ultrafiltration frontale.

### **2.3. Modules plans**

Les modules plans sont les plus anciens et les plus simples, les membranes y sont empilées en mille feuilles séparées par des cadres intermédiaires qui assurent la circulation des fluides. Ils peuvent être installés en série ou en parallèle.

Le canal d'alimentation est très sensible à l'encrassement, de ce fait, il n'est pas possible de filtrer directement des solutions contenant des suspensions de molécules trop grosses. Ces modules sont principalement très appliqués dans le domaine de l'industrie pharmaceutique.

### **2.4. Modules spiralés**

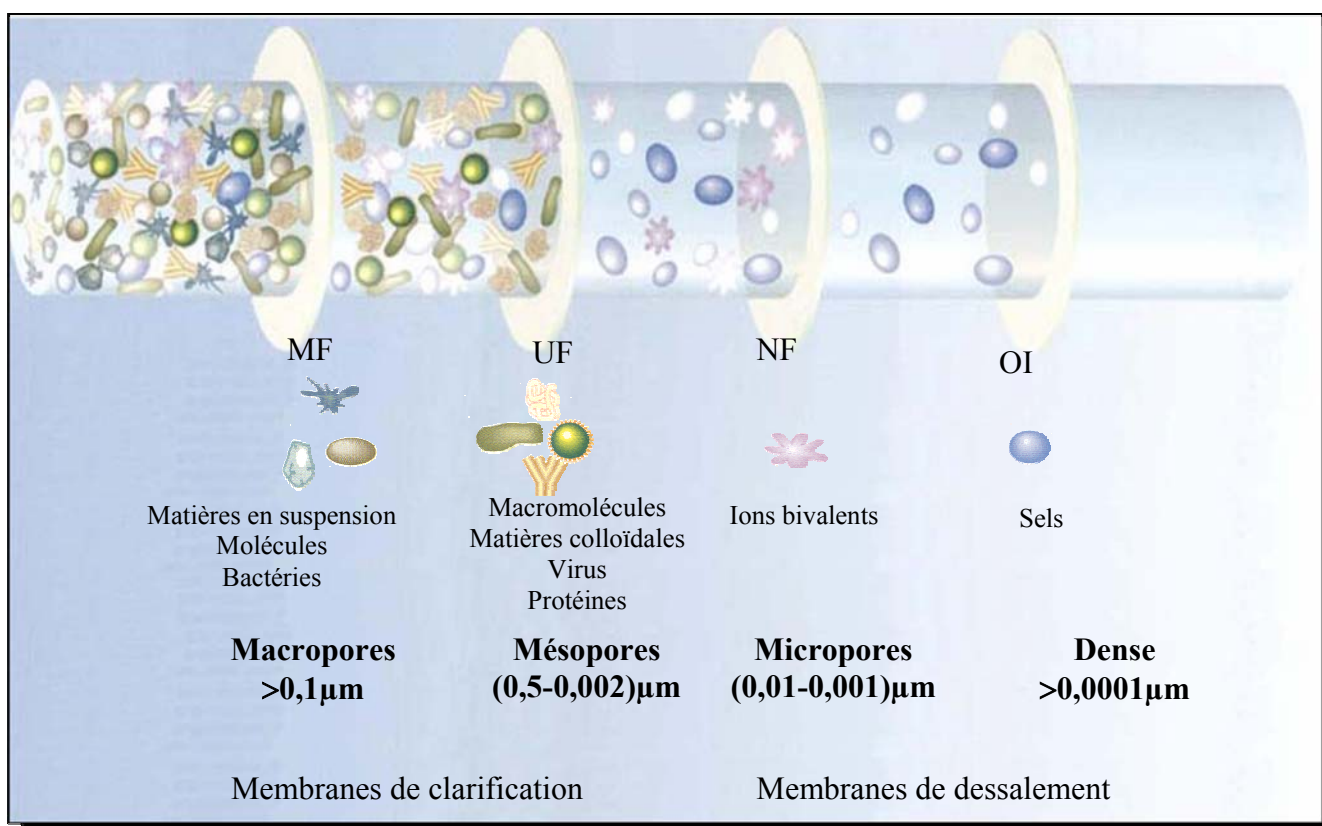
Au sein des modules spiraux, une membrane plane est enroulée de manière très serrée sur elle-même autour d'un tube poreux qui recueille le perméat. Les membranes sont séparées par une grille en plastique (espaceur grossier) qui permet l'écoulement tangentiel de l'eau à traiter, de l'autre côté, elles sont séparées par une autre grille plus fine, qui permet la collecte et l'acheminement du perméat jusqu'au tube collecteur [41].

## **3. Classification et application des membranes au traitement de l'eau**

Les stations de production de l'eau utilisent quatre procédés de traitement à membranes fonctionnant sous pression. Le choix d'un système membranaire pour une application donnée dépend essentiellement de différents facteurs, tels que: les matières à éliminer, les caractéristiques de la qualité de l'eau à traiter, les critères de qualité de l'eau traitée, la taille des pores de la membrane, le seuil de rétention des molécules, ainsi que la matière constituant la membrane [40].

Les quatre procédés de séparation par membrane les plus utilisés dans le domaine du traitement de l'eau sont, en ordre décroissant de la taille des pores de membranes (figure I.6) : la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la nanofiltration (NF) et l'osmose inverse (OI).

La Figure.I.7 présente une classification des membranes utilisées en traitement des eaux. Les caractéristiques des procédés membranaires, les impuretés à séparer et les diamètres des pores selon le procédé.



**Figure I.7:** Classification des procédés membranaires en fonction de la taille des particules retenues

La microfiltration et l'ultrafiltration retiennent les particules en suspension et les macromolécules, tandis que la nanofiltration retient les ions bivalents et l'osmose inverse ne laisse passer que le solvant [40].

Par ailleurs, on peut classer les membranes en deux catégories, selon l'élimination totale ou partielle des sels et des impuretés : les membranes de dessalement et les membranes de clarification.

### 3.1. Membranes de clarification

Les membranes de clarification sont des membranes microporeuses qui fonctionnent à faible pression avec une productivité importante, très utilisées dans le domaine de l'eau potable, assurant l'élimination des matières en suspension sans modifier la composition ionique de l'eau. Parmi les membranes qui assurent cette élimination, on trouve les membranes de la micro

filtration et les membranes de l'ultra filtration [39]. Ces membranes peuvent être utilisées dans le prétraitement au dessalement, elles ont la capacité de produire une eau de bonne qualité meilleure que celle obtenue avec le prétraitement conventionnel à base de coagulation floculation, la filtration sur sable et la microfiltration sur cartouche [42].

Dans l'étude de Bonnelye et al. [30], l'amélioration de la performance du prétraitement de l'eau de mer est effectuée par la combinaison des membranes d'ultrafiltration et de microfiltration au prétraitement conventionnel. En effet, les résultats de Bonnelye et al [30] prouvent que la combinaison de ces membranes permet d'augmenter le flux du perméat, le cycle de nettoyage et de fournir une eau de bonne qualité en terme de SDI, qui se traduit par une longue vie des membranes d'osmose inverse.

Dans leur étude comparative entre un prétraitement membranaire et un prétraitement conventionnel, Via et al [43] ont constaté que le prétraitement membranaire par microfiltration à fibre creuse en polyvinylidène, d'une porosité égale à 0,1  $\mu\text{m}$ , permet de fournir une eau de bonne qualité ayant une turbidité inférieure à 0,05 NTU et un SDI constant d'une valeur inférieure à 2.

Wilf et al [44] ont considéré que le prétraitement conventionnel de l'eau de mer ne permet pas de limiter le colmatage par les colloïdes et les particules en suspension. En effet, l'introduction des membranes d'ultrafiltration et microfiltration comme étant un prétraitement, peut produire une eau prétraitée de bonne qualité, capable d'alimenter les membranes d'osmose inverse avec un flux élevé et sans risque de colmatage, elle permet de réduire de 10% le coût de l'eau produite.

Teng et al [52] ont également utilisé un prétraitement membranaire d'ultrafiltration (UF) et de microfiltration (MF) avant le système d'osmose inverse. Leurs résultats, montrent que l'amélioration de la qualité de l'eau en termes de SDI est meilleure par un prétraitement membranaire ultrafiltration et microfiltration avec des valeurs allant (0,7-3) et (2-3,8) respectivement par rapport au prétraitement conventionnel en utilisant la filtration sur sable avec les valeurs de SDI égale 2,8 à 6,3. Ils précisent que l'utilisation du prétraitement membranaire par ultrafiltration permet d'obtenir une eau de qualité supérieure à celle obtenue avec la microfiltration.

### **3.1.1. Microfiltration (MF)**

La microfiltration sert à retenir des particules dont la taille est supérieure à 0,1  $\mu\text{m}$  qui sont à l'origine de la turbidité, des bactéries pathogènes et en suspension, ainsi que certains ions après leur fixation sur de grosses particules obtenues par précipitation ou floculation [41]. Cependant, le phénomène de concentration par polarisation est négligeable et la pression osmotique de ces membranes est faible.

### **3.1.2. Ultrafiltration (UF)**

L'ultrafiltration présente une large plage du seuil de rétention des molécules, situé entre  $10^3$  et  $10^5$  Da (taille de la molécule de plus faible masse molaire rejetée par la membrane), les tailles de pores de ses membranes ont des diamètres compris entre 1 et 100 nm [34], elle sert à éliminer les microparticules en suspension, les macromolécules (polymères, protéines,...), de

même que les virus et les molécules organiques de grandes tailles et laissant passer les solvants, les sels et les petites molécules d'espèces chimiques dissoutes.

### 3.2. Membranes de dessalement

Les membranes de dessalement éliminent des composés ioniques ou des solutés organiques. La séparation de ces membranes ne s'effectue pas selon le principe des pores mais par diffusion à travers la membrane.

La pression requise pour ces membranes est beaucoup plus élevée que celle des membranes de clarification, tandis que leur productivité est beaucoup plus faible [41].

Parmi les membranes de dessalement, on trouve les membranes d'osmose inverse et les membranes de nanofiltration.

#### 3.2.1. Nanofiltration (NF)

La nanofiltration est une nouvelle technique de séparation par membrane, se situant entre l'osmose inverse et l'ultrafiltration. Elle s'est développée grâce à l'amélioration des matériaux membranaires. Ces membranes sont fabriquées habituellement à partir de polymères. Elle permet de travailler sous des pressions modérées de 5 à 15 bar et de séparer des solutés de masses molaires comprises entre 300 et 1000 Da, correspondant à des dimensions de l'ordre du nanomètre et des ions multivalents ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Mn}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+2}$ ), ce qui fait de la nanofiltration est un excellent choix pour le traitement des eaux dures et hyper-sulfatées [53], l'eau produite n'est pas totalement déminéralisée mais seulement adoucie.

En termes de production de l'eau potable, la nanofiltration est le deuxième procédé membranaire qui fonctionne à des basses pressions et fournit des débits de perméation supérieurs à celle de l'osmose inverse [37]. Grâce à ces avantages, la nanofiltration est une concurrente de l'osmose inverse dans le domaine des eaux saumâtre [53], des eaux de surface et d'autre des eaux souterraines fortement minéralisées; mais elle est aussi utilisée dans les applications telles que: les traitements d'épuration, l'industrie laitière, la décoloration des solutions, l'adoucissement des eaux et le prétraitement des eaux de mer.

#### 3.2.2. Osmose inverse (OI)

Par opposition aux membranes microporeuses d'ultrafiltration et de microfiltration, les membranes d'osmose inverse sont dites denses, car elles ne sont pas poreuses et la séparation des espèces dissoutes n'est due qu'à la propriété chimique du polymère de la surface [34]. Ces membranes sont asymétriques, composite ou non à peau active dense, le transfert de matière s'effectue par la solubilisation diffusion au travers de la peau. Les membranes d'osmose inverse ont une résistance mécanique à la pression élevée.

D'après Wilf et al [44], l'application de la technologie des membranes composites en polyamide en osmose inverse, a largement prouvé ses performances en termes de l'économie et de la qualité de l'eau, comparées aux membranes en acétate de cellulose.

Ces membranes peuvent retenir partiellement les ions monovalents et presque totalement les micropolluants et permettent d'obtenir une eau extrêmement pure. La technique membranaire par osmose inverse est très utilisée pour traiter l'eau de mer et l'eau saumâtre Durham [54].

#### 4. Caractéristiques des membranes

Les performances de la filtration membranaires sont généralement caractérisées par la perméabilité, le taux de rétention et le seuil de coupure, régissant le déplacement des substances à travers les membranes.

##### 4.1. Perméabilité

La perméabilité est une caractéristique intrinsèque de la membrane qui dépend de sa structure, elle permet d'estimer le colmatage d'une membrane. La perméabilité est influencée par la température de l'eau et elle est définie comme suit [34]:

$$A = \frac{J_p}{\Delta P_m} \quad (5)$$

avec:

$J_p$ : flux ou vitesse de perméat;  
 $\Delta P_m$ : pression transmembranaire.

Le flux de perméat permet de quantifier le volume filtré, il est calculé à partir de l'équation de Darcy :

$$J_p = \frac{Q_p}{S} \quad (6)$$

avec:

$Q_p$ : débit de l'eau filtrée;  
 $S$ : surface de la membrane.

##### 4.2. Sélectivité

La sélectivité d'une membrane pour une substance donnée dépend de sa nature et notamment de sa structure, ainsi que des propriétés de la substance. La sélectivité est exprimée par un taux de rétention  $T_R$  qui permet d'évaluer l'efficacité de la rétention de la membrane pour une substance donnée, calculé à partir de l'équation suivante [34]:

$$T_R = \left(1 - \frac{C_P}{C_A}\right) * 100 \quad (7)$$

avec:

$C_P$ : concentration du soluté dans le perméat;  
 $C_A$ : concentration du soluté dans la solution d'alimentation.

Lorsque la valeur de  $T_R = 0\%$ , cela signifie que le soluté n'est pas du tout retenu par la membrane et si  $T_R = 100\%$ , alors le soluté est entièrement retenu par la membrane.

### 4.3. Seuil de coupure

Le seuil de coupure d'une membrane est la masse molaire de la plus petite molécule retenue à 90 % par la membrane, il est mesuré en Da (1Da=1g/mole) [41]. Plus le seuil de coupure d'une membrane est faible, plus la rétention des petites molécules ou colloïdes est meilleure, alors, la séparation effectuée risque d'être importante en conduisant au colmatage des membranes. Le seuil de coupure est influencé par la taille des pores de la membrane, la charge, le degré d'hydratation, le pH, le pouvoir ionique de la solution à traiter, la pression d'opération et le flux du perméat. Ce dernier paramètre est le plus utilisé pour classer la taille des pores des membranes entre elles.

## 5. Modes de fonctionnement des techniques membranaires

### 5.1. Filtration frontale et tangentielle des membranes

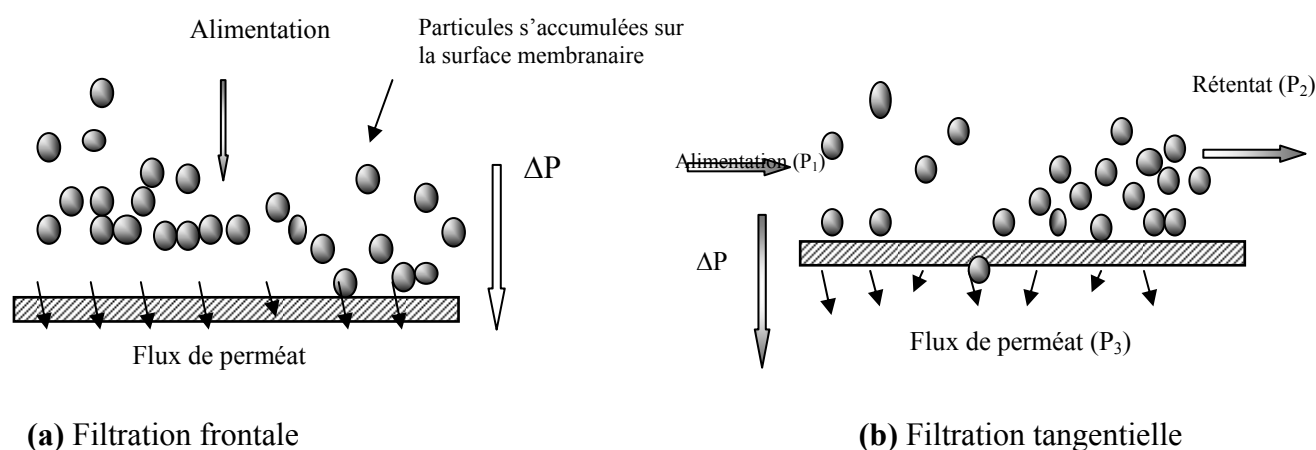
Les membranes peuvent être utilisées en filtration selon deux modes de fonctionnements principaux. La filtration frontale (Figure I.8, a) ou la filtration tangentielle (Figure I.8, b). Ces deux modes correspondent à deux technologies et deux approches complètement différentes.

#### 5.1.1. Filtration frontale

La filtration frontale est une filtration de la solution perpendiculairement à la surface de la membrane (Figure I.7.a), elle nécessite un faible investissement, et des coûts énergétiques de fonctionnement, qui sont faibles par rapport à la filtration tangentielle. Par contre, ce type de fonctionnement permet essentiellement de filtrer des suspensions qui sont considérées comme faiblement colmatantes. Cette technique est utilisée en traitement de l'eau pour sa potabilisation, mais aussi dans le domaine médical pour enlever toute trace de virus ou de bactéries d'une eau.

#### 5.1.2. Filtration tangentielle

En filtration tangentielle, le fluide circule parallèlement à la surface de la membrane avec une vitesse moyenne imposant ainsi un gradient de cisaillement à la surface de la membrane qui limite l'accumulation de matière. En filtration tangentielle, lors d'un changement de pression, les espèces arrivent près de la membrane, le dépôt met un certain temps à se construire, d'où la régression progressive du flux (Figure I.8, b). Cependant, un équilibre peut être atteint et le flux peut se stabiliser dans un état stationnaire. La filtration tangentielle est souvent utilisée dans l'industrie car elle permet de travailler, une fois que le régime est établi, avec un flux de perméation stable.



**Figure 1.8:** Principe de fonctionnement de la filtration frontale et de la filtration tangentielle.

## 5.2. Mécanismes de transfert

La propriété la plus importante d'une membrane est sa capacité à contrôler le flux de perméat des différentes molécules. Le modèle de solution-diffusion et le modèle de la convection sont les plus utilisés pour expliquer le mécanisme de transfert.

En microfiltration (MF), ultrafiltration (UF) et nanofiltration (NF), les membranes sont poreuses, en effet, les mécanismes qui peuvent avoir lieu sont la convection et la diffusion dans les pores de la membrane; la convection domine en MF et UF, la diffusion est prépondérante en NF. Dans le cas de l'OI, la membrane est dense, donc le mécanisme est une solubilisation puis une diffusion dans le matériau membranaire [6].

### 5.2.1. Convection dans les membranes

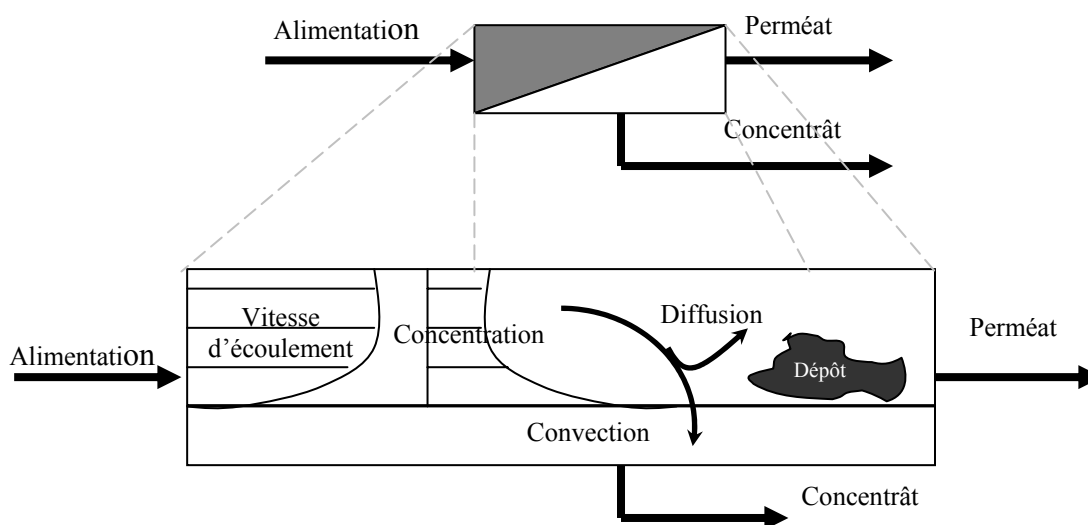
La convection est le déplacement simultané du solvant et des solutés traversant directement le pore sous l'effet du gradient de pression. La séparation est alors réalisée par effet tamis où les molécules dont la taille est supérieure à celle du pore sont retenues à la surface de la membrane, tandis que les autres pénètrent librement dans la membrane. La concentration du soluté non retenu dans le pore est la même que celle dans l'alimentation. Ce type de transfert a lieu dans les membranes poreuses de l'ultrafiltration et de la microfiltration.

### 5.2.2. Diffusion dans les membranes

La diffusion est le déplacement des composés de part et d'autre de la membrane sous l'effet du gradient de concentration (figure I.9). Ce transfert se fait suivant deux mécanismes : la dissolution dans la membrane de manière à séparer chaque composé de la solution; puis la diffusion de ces composés, suivant le gradient de concentration. La séparation est réalisée grâce aux différences de solubilité et de mobilité des constituants dans la membrane [12].

Dans les membranes poreuses (en ultrafiltration et microfiltration), la diffusion est complètement négligeable, car ce mode de transport est beaucoup plus faible que la convection.

En revanche, en osmose inverse, où les membranes sont très denses, le transfert diffusif est prédominant pour le solvant, alors pour les solutés, la perméabilité diffusif est faible et la convection n'est pas négligeable.



**Figure I.9:** Transport moléculaire à travers la membrane.

### 5.3. Facteurs influençant la filtration membranaire

Plusieurs facteurs influencent le colmatage, causé par les substances organiques ou inorganiques, tels que les conditions hydrodynamiques et la composition chimique de l'eau à filtrer [53]. La maîtrise de ces facteurs est indispensable afin de développer des stratégies visant à minimiser ce phénomène pour réduire les coûts d'opération et augmenter la durée de vie des membranes. Cependant, dans une étude réalisée par Mohamadi et al [55] où ils ont constaté que les paramètres de fonctionnement à savoir: la pression et la vitesse et la qualité de l'eau tel que: la température et le pH influent sur la formation du colmatage.

Teng et al [52] ont constaté que l'encrassement des membranes est attribué à la qualité de l'eau de mer, les produits chimiques et les conditions opératoires, à savoir: le flux du perméat et la pression transmembranaire.

#### 5.3.1. Effet des conditions hydrodynamiques

L'influence des paramètres de fonctionnement à l'entrée du système d'osmose inverse a été abordée par Mohamadi et al [55] en effectuant des expériences dans un intervalle de pression allant de 8 à 17 bars, avec une vitesse variant de 0,1 à 0,97 m/s. Les résultats ont montré, que le colmatage est proportionnelle aux deux paramètres, ce qui peut contribuer à la compression du gâteau. Par ailleurs, la loi de Darcy prévoit que l'augmentation de la pression permet d'augmenter le flux du perméat. Donc, il existé un compromis entre la pression et le flux du perméat, de ce fait, l'optimum du flux de perméat est atteint pour une pression maximale de 13 bars.

D'après les travaux de Munoz Elguera et al [61], les performances optimales du système d'osmose inverse doivent se faire par le maintien des paramètres opératoires (pression transmembranaire, pression d'opérateur et le débit du perméat).

Les études de Teng et al [52] ont confirmé que le colmatage des membranes d'osmose inverse peut être évalué par la maîtrise des conditions opératoires du flux du perméat et du taux de conversion en amont du système d'osmose inverse.

### **5.3.1.1. Pression**

D'une façon générale, le flux du perméat du solvant pur augmente de façon linéaire avec la pression appliquée. Dans le cas de solutions de macromolécules, plus la pression est forte plus le colmatage est prononcé, colmatage par polarisation de concentration ou colmatage des pores. Ces phénomènes diminuent l'effet de la force motrice du transfert et le flux a tendance à devenir indépendant de la pression [57].

L'augmentation du taux de rétention des ions avec l'élévation de la pression appliquée à la membrane, a été confirmée par l'étude de Bannoud [58] qui a traité une solution préparée à base de sels bivalents en utilisant des membranes de nanofiltration (filmatec) de type composite, avec une couche active en polyamide sur support de polysulfone, ayant un seuil de coupure de 200 daltons. Il a appliqué des pressions relativement faibles allant de 3 à 5 bars avec un taux de conversion de 50% et une température de 20°C et il a observé que les ions sont mieux retenus avec l'augmentation de la pression.

### **5.3.1.2. Vitesse**

Le flux de perméat peut généralement être augmenté avec la vitesse d'écoulement tangentielle. Cette dernière augmente aussi le transfert de masse. La vitesse sert à modifier les caractéristiques hydrodynamiques de l'écoulement (contrainte de cisaillement de la solution à traiter). Lorsque la vitesse de l'écoulement tangential est élevée, les forces de cisaillement du fluide près de la surface de la membrane entraînent l'accumulation des solutés à la surface de la membrane et donc réduit l'épaisseur de la couche de polarisation.

## **5.3.2. Effet des conditions physico-chimiques**

### **5.3.2.1. Température**

Le flux est directement lié à la viscosité, qui elle même dépend de la température. L'augmentation de la température diminue en général la viscosité du fluide, ce qui augmente la convection et réduit la polarisation de concentration à la surface de la membrane. Aussi, la température augmente la diffusivité des substances. De plus la température modifie les propriétés de la membrane et la structure des molécules.

La diminution de la viscosité causée par l'augmentation de la température de la solution a un effet satisfaisant sur le taux de rétention des ions selon Bannoud [58].

Pour un intervalle de température de 17 à 45 °C, Mohamadi et al [55] montrent que le colmatage augmente linéairement avec la température. Cette élévation de température entraîne

une augmentation du coefficient de diffusion et une diminution de viscosité par réduction du nombre de Schmidt ( $N_{Sc} = \mu / (D\rho)$ ), cette réduction augmente la polarisation de concentration et l'encrassement. D'autre part, la loi de Darcy prévoit que l'augmentation de la température conduit à l'augmentation du flux de perméat car la viscosité diminue. De ce fait, l'optimum du flux est enregistré pour une température égale à 35°C.

Ahmad et al [59] ont considéré que le colmatage biologique (biofouling) est le problème majeure, très rencontrée dans les systèmes d'osmose inverse de la station de Golf. Par ailleurs, ce type de colmatage est augmenté au-dessus d'une température de 25°C. Cette constatation est confirmée par l'étude de Nicolaisen [48] qui a signalé que la prolifération de microorganismes est prononcée pour des températures allant de 30 à 45 °C.

### 5.3.2.2. Qualité de l'eau à traiter

Le colmatage dépend de la nature de l'eau à traiter et de la concentration de ses principaux constituants. En général, plus une eau est chargée en particules, plus elle aura tendance à colmater les membranes. L'accroissement de la concentration augmente la viscosité de l'eau et diminue donc la turbulence de l'écoulement. La couche de polarisation de concentration augmente à la surface de la membrane, ce qui diminue le flux de perméat.

A priori, la tendance d'une eau à colmater une membrane d'OI est d'autant plus forte que l'eau contient une concentration élevée en éléments ioniques, particules et matières organiques.

Plus les particules sont petites plus la résistance spécifique de la couche de polarisation est grande; mais lorsque la taille des particules augmente, le transport par diffusion se fait plus difficilement. Dans le cas des suspensions colloïdales, le flux obtenu est supérieur à celui considéré. Le transport est augmenté par la migration radiale, c'est à dire l'éloignement de la paroi. Une couche de particules existe le long de la paroi par un cisaillement non uniforme.

Quant à la qualité de l'eau en termes de pH, Mohamadi et al [55] ont mené des expérimentations avec le pH du milieu allant de 3 à 9,6. Leurs résultats ont montré que le flux de perméat est à son optimum avec un pH inférieur à 5 ou bien supérieur à 7. Par contre, à pH = 6, le flux de perméat est faible, ceci est expliqué par le fait que les forces électrostatiques entre la solution et la membrane.

## 6. Colmatage réversible et irréversible de la membrane

La polarisation de concentration est le phénomène principal qui limite les performances des modules de filtration par l'accumulation des substances à leur surface. Lors de la filtration, et sous l'effet de la pression, le solvant passe à travers la membrane, et les substances s'accumulent à sa surface. La concentration au voisinage de la membrane devient donc supérieure à celle de la solution d'alimentation. Ce gradient de concentration crée un flux diffusif du soluté dans le sens opposé à la filtration (figure.I.9).

Lorsque la concentration au niveau de la membrane est très élevée, les substances peuvent interférer pour former un gel, en effet, c'est le phénomène de la polarisation de gel qui forme une barrière secondaire et affecte considérablement le transfert de matière dans la membrane, et donc

réduit le flux. Au cours du temps, le flux continue à diminuer à cause de l'augmentation de la couche du gel à la surface de la membrane, cela signifie que la membrane est colmatée.

Le colmatage des membranes est le problème le plus aigu en filtration membranaire ; c'est une accumulation des substances à la surface des membranes par un ensemble de phénomènes physiques, chimiques et biologiques qui se produisent à l'interface membrane-solution ou dans le volume poreux. En conséquence, la problématique se traduit par la diminution du flux de perméation dans le temps et la vie de la couche active des membranes, d'où la nécessité de l'augmentation de la fréquence de lavage, ce qui induit des consommations importantes de produits chimiques et des dépenses supplémentaires d'énergie.

Plusieurs éléments peuvent contribuer au colmatage, à savoir : les macromolécules organiques, les substances organiques et inorganiques dissoutes, les particules colloïdales, les particules en suspension et les microorganismes, en effet, les colloïdes organiques s'adsorbent facilement à la surface des membranes mais aussi sur des particules minérales comme l'argile et les hydroxydes métalliques.

Deux grands types de colmatage se rencontrent dans les procédés membranaires. Le premier est le colmatage réversible qui peut être éliminé par un simple rinçage, alors que le deuxième est un colmatage irréversible, il est dû essentiellement à une forte adsorption de substances qui ont une grande affinité pour la membrane, ce type de colmatage nécessite un lavage chimique.

Le problème de colmatage a fait l'objet de nombreux travaux de recherche qui ont porté sur la modélisation du colmatage (Mosseta et al [50], Schippers et al [47], Gloede et al [12]).

### **6.1. Mécanismes de colmatage**

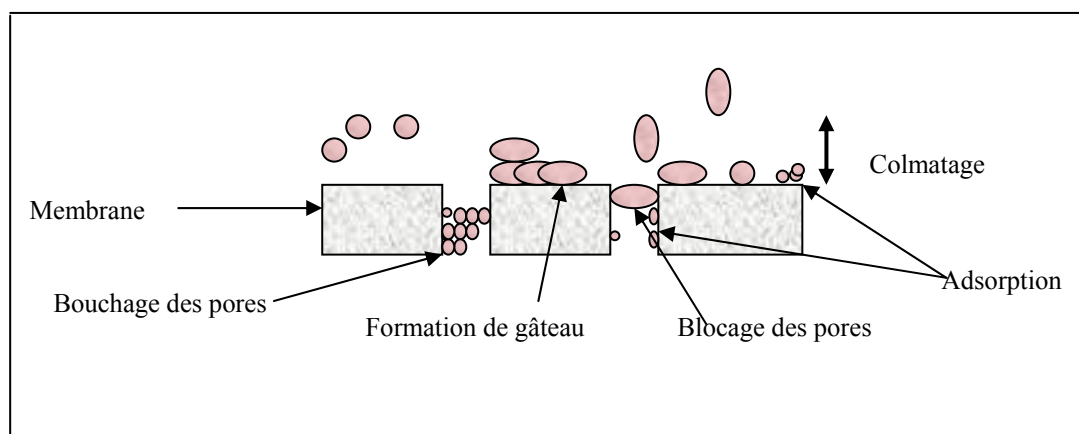
L'accumulation de sels dissous et de particules colloïdales à la surface membranaire, peut bloquer ses pores, et dans le cas d'une membrane ayant des pores suffisamment grands par rapport aux substances contenues dans l'eau, il peut y avoir une adsorption de substances colmatantes sur la paroi interne des pores. De façon générale, les chercheurs considèrent qu'il y a d'abord un blocage ou obstruction des pores, suivi par la croissance d'un gâteau à la surface de la membrane qui se caractérise par une porosité propre, une résistance spécifique opposée à l'écoulement à travers la membrane, une cohésion, une densité spécifique et une granulométrie plus ou moins homogène. Hermia a proposé une classification plus précise des types de colmatage, basée sur la comparaison entre la taille des pores de la membrane et celle des particules. Cette classification est très utilisée aujourd'hui :

- Si la taille des particules est supérieure à celle des pores un colmatage en surface dit colmatage par gâteau se produit;
- Si la taille des particules est largement inférieure à celle des pores, les particules vont entrer à l'intérieur de la membrane réduisant progressivement la taille des pores jusqu'à les boucher totalement. C'est ce que Hermia appelle le bouchage de pore. Il s'en suit une réduction de la surface poreuse de la membrane;
- Si la taille des particules est similaire à celle des pores un phénomène de blocage de pore se produit. Ce phénomène de blocage conduit à une diminution de la surface filtrante de la membrane.

On peut également associer à ces différents types de colmatage le phénomène d'adsorption et de polarisation de concentration qui n'intervient pas directement suivant la taille des particules mais plutôt suivant les interactions entre les particules et la membrane.

L'adsorption est un phénomène irréversible due aux interactions physico-chimiques entre les corps et la membrane. Elle correspond à la formation d'une ou plusieurs couches moléculaires à la surface ou à l'intérieur de la surface membranaire. Il y a alors un changement de densité et de taille des pores de la membrane. L'adsorption ne peut pas être éliminée par des méthodes physiques mais elle nécessite alors un lavage chimique. Généralement, le colmatage est une série de mécanismes qui se déroule en même temps.

Un schéma représentatif des différents types de mécanismes et des facteurs intervenants dans le colmatage est représenté sur la figure I.10.



**Figure I.10:** Schéma des différents mécanismes de colmatage.

## 6.2. Prévention du colmatage des membranes

### 6.2.1. Nettoyage chimique des membranes

Même avec un prétraitement bien conçu, nous constatons dans la plupart des cas un colmatage progressif des membranes au cours du temps. Des procédures de nettoyage fréquent et appropriées sont indispensables pour maintenir les performances des membranes d'osmose inverse le plus longtemps possible. La méthode de nettoyage dépend du type des agents colmatants ou du taux de colmatage et de la résistance des membranes aux produits chimiques [50].

Les membranes d'osmose inverse se nettoient hydrauliquement par un rinçage et elles nécessitent surtout les nettoyages chimiques (acide, base associée souvent à des détergents) qui sont effectués selon la qualité de l'eau d'alimentation à des fréquences variables [51].

Un système de nettoyage est prévu pour le lavage des membranes lorsque les pressions et les débits atteignent des limites prédéterminées. Cette technique de nettoyage est composée

principalement d'un bac de stockage avec réchauffeur par mise en température de la solution préparée.

Lors du nettoyage de l'osmoseur d'eau de mer, les pompes et les filtres sont en service. La solution préparée dans le bac circule à travers les membranes d'osmose inverse durant un temps prédéterminé, il s'en suit un rinçage des membranes avant la remise en production.

Il existe différents moyens de prévention du colmatage réversible ou irréversible des membranes, à savoir : l'enlèvement préalable des agents colmatants, soit par un prétraitement conventionnel ou notamment par un prétraitement membranaire de taille plus grande; ou bien par le contrôle des conditions opératoires ou en transformant les espèces colmatantes en des composés moins colmatants. Cependant, l'élimination des dépôts colmatants au voisinage de la membrane exige un nettoyage bien déterminé.

Le but du prétraitement est de produire une eau d'alimentation de qualité, nécessaire à maximiser la durée de vie des membranes. Le prétraitement est utilisé pour éliminer la turbidité, les matières en suspension, pour ajuster et contrôler le pH et pour inhiber et contrôler la formation de dépôts comme le carbonate de calcium, le sulfate de calcium, la silica de calcium (Shammiri et al [10]).

D'après Fethi et al [57], les bactéries provoquent la formation d'un biofilm s'opposant au passage de l'eau à travers les membranes et engendrant des pertes de charges élevées, elles peuvent être éliminées par un nettoyage une fois par les trois semaines en permettant de réduire le colmatage de 74%.

### 6.2.2. Prétraitement

L'encrassement et l'entartrage des membranes sont les deux problèmes majeurs que résout le prétraitement pour maximiser la durée de fonctionnement des membranes, en évitant les dépôts de matières en suspension et des particules colloïdales au niveau de leur surface.

Le prétraitement par la désinfection est effectué afin de limiter le colmatage biologique, le prétraitement par acidification ou par les produits antiscalins permet d'empêcher et d'éviter le colmatage par précipitation des sels, enfin, le prétraitement par coagulation floculation et filtration sur sable réduit le colmatage colloïdal.

L'efficacité des prétraitements en amont des membranes devient déterminante pour améliorer la rentabilité et la performance des membranes et optimiser la conception et le dimensionnement du système.

Néanmoins, l'absence d'un prétraitement approprié, risque de provoquer le colmatage le plus important des membranes, c'est pourquoi certains auteurs recherchent un prétraitement le plus efficace qui peut limiter le colmatage et prolonger la durée de vie des membranes.

Munoz Elguera et al [56] ont constaté que le prétraitement au niveau des stations de dessalement par osmose inverse est relativement lié à la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau à traiter, en effet, en passant à travers les membranes les sels, les colloïdes et les microorganismes qu'elle peut contenir, produisent progressivement ou

rapidement le colmatage. Donc, la mauvaise qualité de l'eau d'alimentation exige un prétraitement intensif, d'où l'augmentation du prix de revient de l'eau produite. Munoz Elguera et al [56] ont confirmé d'après leurs résultats, l'importance de l'optimisation du prétraitement en vue d'améliorer la qualité de l'eau d'alimentation des membranes, afin de garantir la performance du système d'osmose inverse, de minimiser la fréquence du nettoyage chimique, et d'augmenter la durée de vie des membranes. De même, cette constatation a été confirmée par les travaux de Schippers et al [47].

### 6.2.3. Conditions opératoires

Le choix du système de fonctionnement est très important, il est basé sur certains paramètres afin de limiter le colmatage:

- Une pression de fonctionnement faible, une vitesse de circulation du liquide élevée et un taux de conversion limité. La réduction de la vitesse de filtration (ou vitesse de perméation) réduit les risques de colmatage et amène à opérer pour les systèmes membranaires à plus faible pression transmembranaire;
- La température (la solubilité de certains sels diminue lorsque la température augmente);
- Les conditions de démarrage de l'installation; la mise en pression doit être effectuée lorsque la vitesse de circulation atteint sa valeur nominale.

### 6.2.4. Elimination des agents colmatants

Le colmatage des membranes nécessite le rinçage et le lavage chimique périodiquement afin d'enlever les agents colmatants à la surface de la membrane.

Le choix du produit nettoyant dépend de la nature des matières colmatantes et de la nature de la membrane. Les différentes techniques de nettoyage sont:

- Nettoyage par contre-pression qui consiste à employer une pression dirigée du perméat vers le concentrât;
- Lavages chimiques habituellement réalisés en cycle acide pour éliminer le colmatage inorganique, en cycles de désinfection pour éliminer le colmatage biologique et en cycle basique pour éliminer le colmatage par la matière organique. En général, les lavages chimiques sont plus efficaces avec une température de l'eau allant de 25 à 35 °C.

Dans leur recherche d'un prétraitement adéquat de l'eau de mer en amont des membranes d'osmose inverse, afin de contrôler le colmatage biologique, Munoz Elguera et al [56] ont considéré qu'une fréquence de nettoyage chimique des membranes d'osmose inverse permet de restaurer les performances des membranes.

## 7. Silt Density Index

Les eaux de surface contiennent une grande diversité de composants. La taille, la nature et les caractéristiques physico-chimiques de ces composants déterminent le potentiel colmatant d'une eau [6].

Le pouvoir colmatant des particules en suspension d'une eau est exprimé en terme d'un indicateur de colmatage. Parmi les indicateurs existant jusqu'à maintenant, basé sur la filtration frontale, on trouve le Silt Density Index (SDI) [16].

Le Silt Density Index (SDI), est considéré comme l'indicateur le plus classique dans le domaine de la filtration membranaire. La détermination du SDI est basée sur la mesure de la vitesse à laquelle une membrane, ayant un diamètre de pores de  $0,45 \mu\text{m}$ , se colmate à une pression constante (filtration frontale). La pression en amont est maintenue constante à 2,1 bars (30 psi) et le perméat s'écoule à pression atmosphérique (figure I.11). Le SDI est calculé comme suit [60,61]:

$$SDI = \left( \frac{100}{t_i} \right) * \left( 1 - \frac{t_i}{t_f} \right) \quad (8)$$

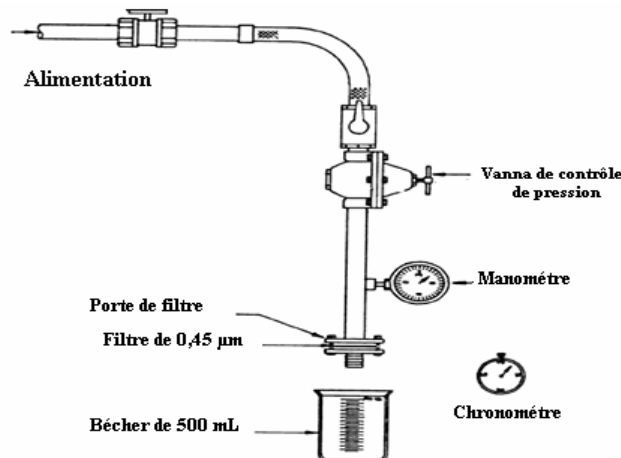
avec:

$t_t$ : Temps total de l'essai en minutes (habituellement 15 minutes, mais il peut être inférieur si le colmatage est de 75%);

$t_i$ : Temps initial, nécessaire pour filtrer les premiers 500 ml de l'eau, une fois la pression ajustée à 2 bars;

$t_f$ : Temps nécessaire pour le deuxième volume de 500 ml obtenu qui commence à 15 minutes du début de la filtration.

Cette équation montre que le SDI est en effet une mesure du pourcentage de diminution du taux de filtration par unité de temps.



**Figure I.11:** Appareil de mesure du SDI.

## **Deuxième Partie**

### **Etat de fonctionnement de la station de dessalement de l'eau de mer**

## STATION DE DESSALEMENT DE L'EAU DE MER

### I. Introduction

L'Algérie est un pays semi aride qui a connu un accroissement rapide de la population, passant de 12 millions d'habitants en 1966, à 34 millions actuellement, dont 60 % vivent en zone littorale. Cet accroissement de la population et avec une industrie consommatrice de l'eau, entraîne une demande en eau de plus en plus importante. A cet effet, les décideurs ont opté pour une solution de la répartition des eaux disponibles, le traitement des eaux usées, la construction de barrage. Malgré toutes ces mesures les ressources en eau restent insuffisantes vu le faible taux de pluviométrie. Or, l'Algérie dispose d'un long littoral d'environ 1200 Km sur la mer méditerranéenne, donc de ressources inépuisables en eau de mer, ce qui a amené le ministère des ressources en eau à recourir au dessalement de l'eau de mer en utilisant des membranes d'osmose inverse.

L'osmose inverse consiste à séparer les sels dissous de l'eau de mer. Sa mise en œuvre est relativement coûteuse et nécessite d'importants investissements, aussi bien pour la construction des installations que pour leur fonctionnement, entretien et enfin leur maintenance.

L'expérience Algérienne dans le domaine de dessalement de l'eau de mer par les membranes d'osmose inverse fait partie d'un projet d'alimentation en eau potable de la région côtière. Un programme d'urgence a été décidé par le gouvernement pour pallier au déficit en ressources hydriques engendrée par la situation de sécheresse qu'a connu le pays pendant les années quatre-vingt dix et particulièrement la région côtière. A cet effet, les travaux de réalisation de douze stations pour alimenter la population de la capitale avec un volume journalier de 57.000 m<sup>3</sup> ont été lancés en juin 2002.

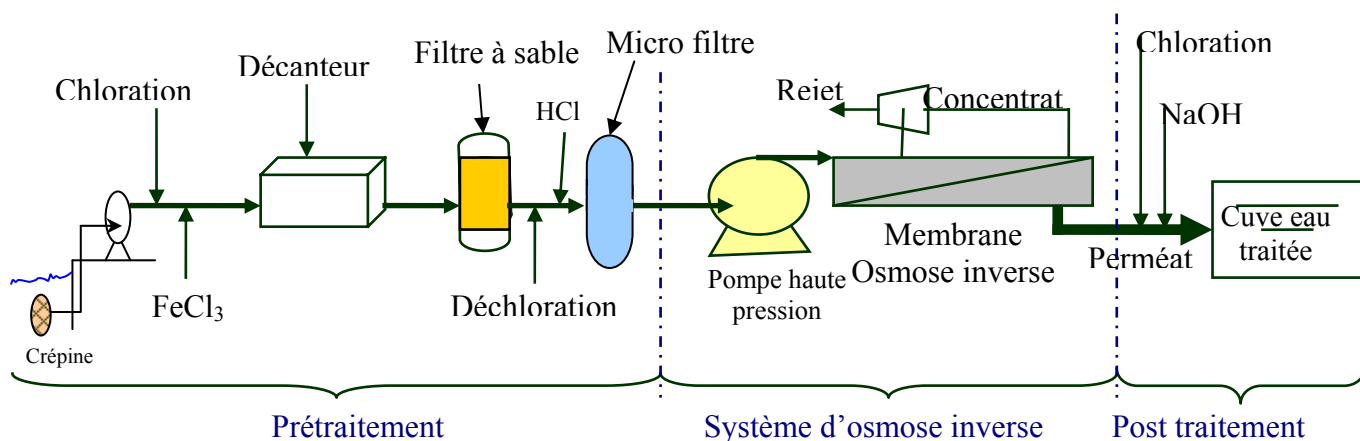
Cette partie de ce travail porte sur l'étude des performances de fonctionnement d'une de ces stations de dessalement. La station choisie est celle de Corso de la Wilaya de Boumerdes, celle-ci a été réalisée par l'entreprise nationale Hydrotraitement et la Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger (SEAAL).

### II. Description de la station

La station de dessalement de l'eau mer de Corso est située à 50 Km du centre d'Alger. Cette station a été mise en service pour satisfaire les besoins en eau potable de la région de Boumerdes avec une capacité journalière de 5000 m<sup>3</sup>. L'eau alimentant la station de dessalement provient de la mer méditerranéenne dont les caractéristiques ont été présentées dans le chapitre I.2 de la première partie.

La station se situe à 4 Km de la ville de Boumerdes, loin des zones urbaines et industrielles, et donc loin de toutes sources de contamination. La prise ouverte en pleine mer est utilisée pour alimenter la station. La chaîne de traitement de l'eau de mer faisant appel à la

filtration membranaire, comporte plusieurs procédés physicochimiques tels qu'illustré par la figure II.1.



**Figure II.1:** Principe de la station de dessalement de l'eau de mer de Corso.

L'eau de mer aspirée subit tout d'abord un prétraitement par chloration avec de l'hypochlorite de sodium, ensuite une injection de coagulant flocculant est effectuée afin d'agglomérer les particules en suspension sous forme de floes et permettre leur décantation dans un décanteur lamellaire. L'eau décantée passe dans les filtres à sables pour éliminer les particules en suspension. Le chlore résiduel est éliminé par une déchloration au bisulfite de sodium, ainsi les microfiltres, les pompes à haute pression et les membranes d'osmose inverse (OI) s'en trouvent protégés. Afin d'éviter la précipitation des sels sur la surface des membranes, une injection d'acide chlorhydrique est effectuée. L'eau acidifiée subit une préfiltration sur microfiltration à cartouche de  $5 \mu m$  afin de retenir les particules colloïdales.

L'eau prétraitée arrive au système d'osmose inverse pour réduire la salinité de l'eau. L'étape finale dans la chaîne de traitement consiste en une désinfection et une correction du pH.

## II.1. Prise d'eau

Afin d'assurer une quantité d'eau nécessaire, la prise d'eau ouverte au pompage en pleine mer est la méthode alternative choisie par la station de Corso, pour remplacer la prise d'eau par forage qui a été appliquée au début, pendant une année, mais qui a été abandonnée en raison du problème de la disponibilité des quantités d'eau qui étaient insuffisantes, ce qui impliquait le forage de nombreux puits (17 forages). La présence d'une teneur élevée de fer dans les eaux de forage qui se trouvent pourtant loin de toute source de pollution, est un autre facteur qui a dissuadé les exploitants de la station à utiliser le forage. Cette teneur élevée en fer est peut être due à la géologie de la terre de la région.

La prise ouverte en plein mer peut régler certains besoins, mais elle même présente d'importants inconvénients, parmi lesquels nous citons:

- Activités biologiques et organiques importantes;
- Taux de solides en suspension élevé et variable, qui dépend des conditions climatiques;
- Risque important de contamination par des agents extérieurs;
- Taux d'oxygène dissous élevé;
- Températures variables selon les conditions météorologiques.

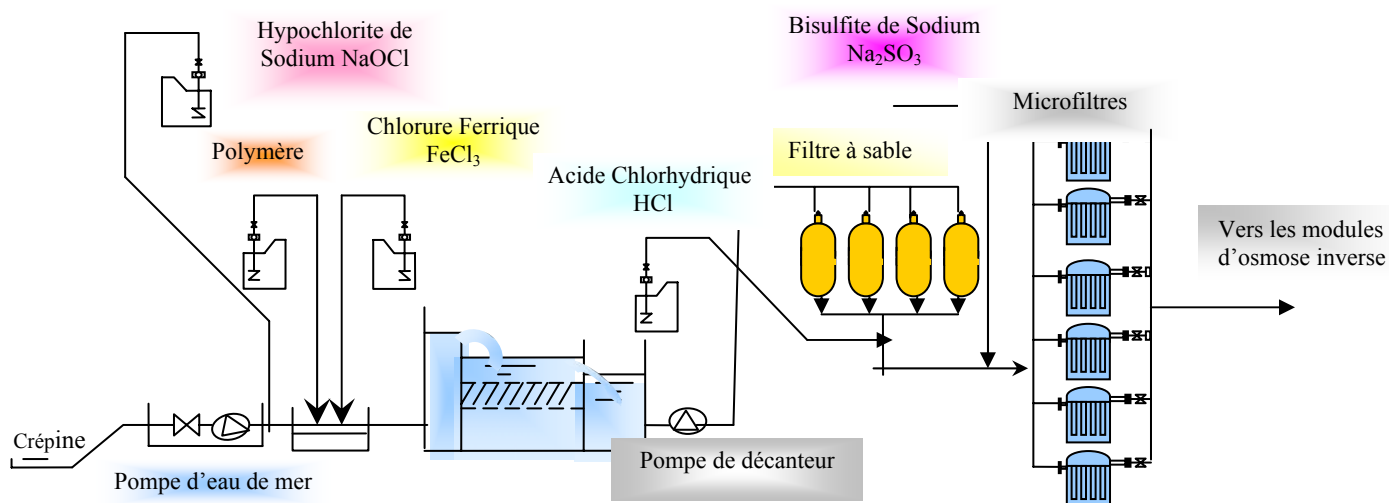
La prise directe en pleine mer de la station de Corso est effectuée par le biais d'une pompe centrifuge d'un débit nominal estimé à 231,5 m<sup>3</sup>/j, immergée à une profondeur de six mètres. Une crépine de tête en Inox est disposée en aval de la pompe pour éviter les grosses matières qui peuvent atteindre la conduite intérieure d'alimentation, le tout est solidaire à un bloc de lestage de 7 tonnes.

## II.2. Prétraitement

L'eau de mer est chargée en sels dissous et en matières en suspension, par conséquent, si elle est mal prétraitée, son utilisation pourrait poser de nombreux problèmes au niveau du système de l'osmose inverse et de la qualité de l'eau. Afin de pallier à ces problèmes il est impératif de prévoir un prétraitement aussi efficace que possible concernant la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau à traiter, ainsi la durée de vie des membranes est prolongée en minimisant le colmatage minéral, organique ou bactérien. Une mauvaise qualité de l'eau prétraitée réduit la durée de vie des membranes qui représente un part important de l'investissement. Cependant, nous pouvons dire que le développement de la technique de dessalement de l'eau est essentiellement limité par les problèmes de colmatage qui sont dus à la mauvaise qualité de l'eau prétraitée. En outre, l'amélioration de la qualité de cette eau dépend du bon choix du prétraitement.

Le prétraitement de l'eau de la station de Corso, destinée à l'alimentation des membranes d'osmose inverse fait appel à l'association de diverses technologies chimiques, physiques pour réaliser les tâches suivantes:

- désinfecter l'eau par l'injection d'eau de javel afin de limiter le colmatage biologique;
- réduire au maximum la présence des colloïdes au niveau de la membrane par l'injection du coagulant flocculant dans l'eau afin d'éviter l'encrassement colloïdale;
- éliminer le chlore résiduel de l'eau en ajoutant du bisulfite de sodium afin d'éviter le colmatage irréversible de la membrane;
- empêcher les dépôts de précipitation des sels en ajustant le pH de l'eau d'alimentation par l'acide chlorhydrique;
- retenir les matières solides en suspension résiduelles en procédant par décantation et filtration;
- réduire les diverses substances organiques et colloïdales responsables du colmatage en terme de SDI (silt density index) en utilisant la microfiltration à cartouche.



**Figure II.2:** Filière du prétraitement de la station de dessalement de Corso.

### II.2.1. Chloration

La désinfection, est le moyen le plus efficace pour éliminer les germes pathogènes contenus dans l'eau, car la prolifération de ces organismes peut être à l'origine d'un intense colmatage de la membrane. La désinfection est assurée au niveau de la station par un oxydants chimique de chlore.

L'injection d'une dose de 2 mg/L de l'hypochlorite de sodium  $\text{NaOCl}$  à l'eau brut permet d'oxyder la matière organique et de détruire les algues et les germes, ainsi que la désactivation des micro-organismes pathogènes afin d'inhiber le développement des germes dans les membranes, dans les tuyaux et dans les équipements de la station. L'injection est effectuée dans un réservoir d'une capacité de 1000L où se trouve l'hypochlorite de sodium  $\text{NaOCl}$  sous forme liquide à 12%.

Le système est constitué d'une pompe doseuse d'un débit de 1L/h et d'un interrupteur pour l'indication du niveau maximum, moyen et minimum.

### II.2.2. Procédé par coagulation et floculation

Cette étape permet d'éliminer les matières colloïdales responsables de la turbidité. Au niveau de la station de dessalement, l'eau chlorée subit l'opération de coagulation-floculation par injection directe de réactif (chlorure ferrique et polymère anionique) dans la conduite juste à l'entrée du décanteur, cette opération s'effectue dans une courte durée à l'aide d'une petite pompe de dosage montée directement sur le réservoir de stockage qui est rempli une fois par an.

Notons que pour assurer une bonne diffusion et un bon mélange du réactif dans toute la surface de l'eau, la présence de deux ou trois coudes est nécessaire après chaque point d'injection, chose indisponibles à la station de Corso.

Le chlorure ferrique utilisé en solution à 38% est rajouté dans l'eau à traiter à raison de 7mg/L, et le polymère polyélectrolyte anionique est préparé par l'unité entièrement automatique dans un réservoir de dosage à sec, il est rajouté dans l'eau à traiter à raison de 0,1 mg/L.

### **II.2.3. Décantation**

La décantation est un traitement physique conçu pour retenir les matières en suspension organiques et minérales déjà agglomérées précédemment. En effet, le procédé de séparation de l'eau coagulée est réalisé dans un décanteur de type lamellaire ayant une longueur de 7 m, une largeur et une hauteur de 5 m, opérant avec une pression de 2,5 bars et un débit de 160 m<sup>3</sup>/h. Les lamelles utilisées sont de forme hexagonale afin d'augmenter la surface de décantation.

Les matières en suspension décantables se déposent sur des plaques inclinées maintenues à soixante degrés, de façon à favoriser l'écoulement des boues qui chutent par gravité. Les eaux décantées sortent par des goulottes isolables sur un canal de reprise général, les boues rejoignent le fond du décanteur; elles doivent être purgées régulièrement de façon automatique [61].

### **II.2.4. Filtres à sables**

L'eau de mer chlorée, coagulée et décantée subit une filtration bicouche sur sable afin d'éliminer toutes les particules en suspension dans l'eau, le système de filtration est conçu d'un montage en parallèle constitué de quatre filtres à double couche de diamètre de 2500 mm et 5000 mm de longueur qui fonctionnent avec un débit de 480 m<sup>3</sup>/h sous une pression de 6 bars, la vitesse de filtration est égale à 12,5m/h. Les filtres sont constitués de matériau inerte (deux couches de l'antracite et trois couches de sable) [61].

### **II.2.5. Ajout d'acide Chlorhydrique**

Le pH de l'eau brute est ajusté à 7 par l'injection d'acide chlorhydrique (HCl) à l'aide d'un système de contrôle lié à un pH mètre afin de protéger les membranes contre la précipitation des sels et la formation de dépôt de carbonate de calcium sur les surfaces des membranes qui entraînent ce colmatage de type scaling.

### **II.2.6. Déchloration**

Les membranes en polyamide à couche mince sont sensibles aux agents oxydants tels que le chlore [2]. C'est pour cette raison qu'il est indispensable d'éviter le passage de tels oxydants à travers les membranes, pour ce faire, du méta-bisulfite de sodium est rajouté à une dose de 4 mg/L afin de réduire la concentration en chlore résiduel au moins en dessous de 0,1 ppm avant de pénétrer dans les membranes d'osmose inverse.

### **II.2.7. Microfiltration sur cartouche**

Dans le système de dessalement par osmose inverse, les microfiltres à cartouche bobinée sont placés en amont des tubes de pression afin de garantir une meilleure protection des membranes

L'eau préfiltrée passe à travers un ensemble de microfiltration à cartouche de 5  $\mu\text{m}$  sous forme de tubes en poly-propylène pour accomplir une filtration finale de prétraitement et ce en protégeant les membranes contre toutes formes de contamination particulaire dont la taille est supérieure ou égale à 5 $\mu\text{m}$ . Ces cartouches doivent être remplacées après chaque trois mois [61] de fonctionnement.

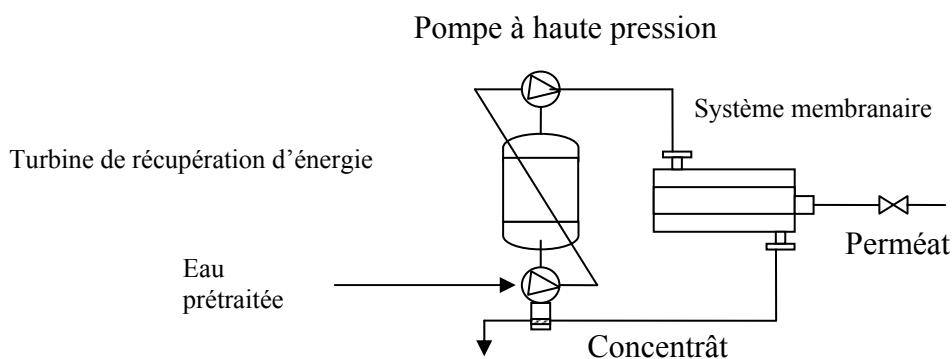
Après la vérification du pH et de la concentration du chlore résiduel qui doit être inférieure à 0,1mg/L [61], ainsi que la vérification de la valeur du SDI qui doit être inférieure à 3 [62] et la valeur de la turbidité qui doit être inférieure à 0,2 NTU [30], l'eau prétraitée sera envoyée ensuite vers le système d'osmose inverse.

### II.3. Traitement par osmose inverse

Le système d'osmose inverse de la station de dessalement de Corso comporte une seule filière de six lignes identiques (racks). Chacune renferme 11 tubes de pression disposés en parallèle, chaque tube de pression abrite sept modules de membranes en série spiralee en polyamide.

Ce système est réalisé pour fonctionner à un taux de récupération de 45% et à un débit de 5000  $\text{m}^3/\text{j}$  sous une pression de 60 bars.

Pour que le système d'osmose inverse puisse retenir les sels dissous en produisant une eau potable, l'eau prétraitée subit un traitement membranaire par osmose inverse qui passe tout d'abord par une pompe à haute pression suivie d'un système de récupération d'énergie et ensuite traverse les membranes d'Osмосe inverse. Notons que l'énergie fournie est uniquement électrique laquelle est nécessaire pour le fonctionnement des pompes à haute pression (figure II.3).



**Figure II.3:** Filière de traitement par osmose inverse

#### II.3.1. Pompe à haute pression

L'eau prétraitée alimente les pompes à haute pression qui lui confèrent la pression nécessaire pour alimenter les membranes.

Chaque rack est composé d'une pompe centrifuge horizontale à haute pression de type multi étage, actionnée par un moteur électrique à double axe d'une puissance de 132 KW, d'un débit de 385 m<sup>3</sup>/h, d'une pression de 70 bars; et d'une turbine de récupération d'énergie.

### **II.3.2. Turbine de récupération d'énergie**

La turbine de récupération d'énergie assure principalement de 30% à 40% de la pression d'alimentation totale qui conduit à une réduction de la pression de décharge de la pompe à haute pression. En effet, grâce au système de récupération d'énergie, il est possible de réutiliser l'énergie du concentrât.

En outre, la turbine fonctionne uniquement par la haute pression du concentrât de saumure rejetée par l'osmoseur avec un débit de 41 m<sup>3</sup>/h et une pression de 60 bars.

### **II.3.3. Membrane**

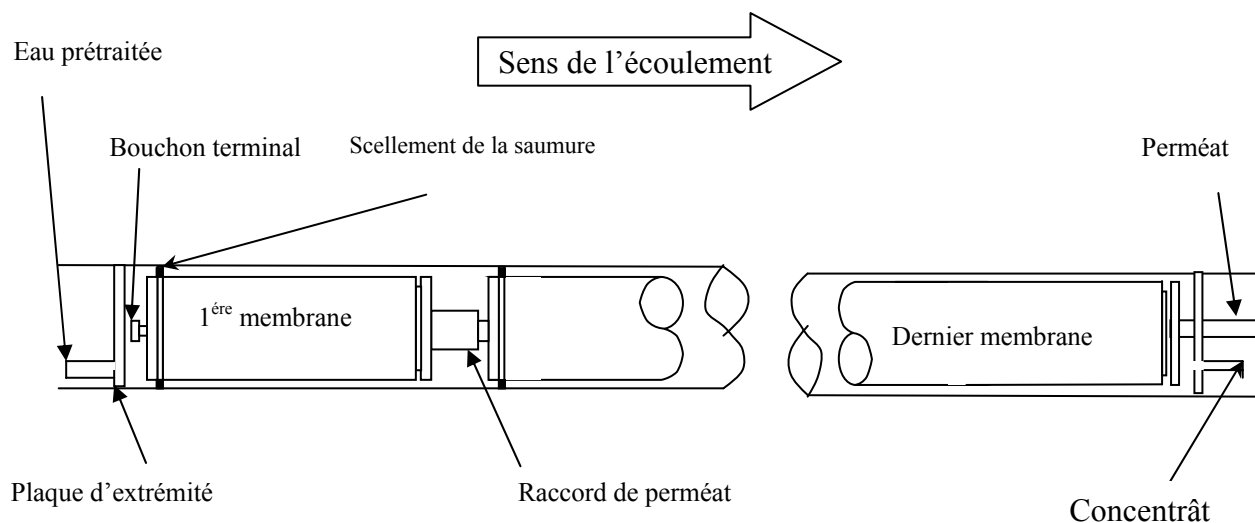
Les membranes utilisées au niveau de la station de Corso pour la séparation des solutés sont des membranes asymétriques spiralées d'un diamètre de 210 mm et d'une longueur de 1000 mm de type composite SWC3, conçues et fabriquées par la compagnie Hydraunantic. Leur couche active est en polyamide, leur surface est de 30,6 m<sup>2</sup>, elles sont insérées dans un tube de pression à raison de sept membranes par tube.

Ces membranes sont spécialement utilisées pour traiter les eaux de mer afin de réduire la concentration des sels minéraux avec un taux de rétention de 99,8% permettant d'avoir une eau conforme à la norme de potabilité.

Par ailleurs ces membranes sont caractérisées par une pression de fonctionnement maximale de 70 bars, une température maximale d'eau d'alimentation de 45°C et un pH de fonctionnement compris entre 3 et 10. Toutefois, les membranes d'osmose inverse ne doivent pas être exposées à l'action du chlore qui peut causer leur endommager et les colmater irréversiblement [8], au-delà d'une concentration résiduelle du chlore de 0,1 ppm.

### **II.3.4. Tube de pression**

Les membranes sont installées en série dans des tubes de pression à raison de sept membranes par tube de pression, elles sont raccordées par des connecteurs (figure II.4). Les tubes de pression ont un diamètre de 210 mm et une longueur de 7560 mm.



**Figure II.4:** Disposition des membranes dans un tube de pression

## II.4. Post traitement

Le traitement d'affinage est l'étape finale du dessalement de l'eau, elle est limitée à une simple injection de chlore et une correction du pH par l'ajout de l'hydroxyde de sodium.

### II.4.1. Correction du pH

L'eau osmosée est une eau acide de pH égale à 5,83; une correction du pH est nécessaire, celle-ci est effectuée par l'ajout d'une solution d'hydroxyde de sodium à une dose de 2 ppm avec un débit de 4 L/h.

### II.4.2. Désinfection par l'hypochlorite de sodium (NaOCl)

2

Malgré que le perméat soit d'une qualité bactériologique excellente, l'addition de l'hypochlorite de sodium à une dose d'un mg/L est nécessaire pour la prévenir afin d'éviter la contamination et la pollution ultérieure de l'eau lors de son stockage et son passage dans le réseau de distribution.

## III. RESULTATS ET DISCUSSIONS

### III.1. Introduction

L'objectif de ce travail est d'étudier les performances l'efficacité de la station de dessalement de l'eau de mer à prise ouverte en pleine mer destinée à l'alimentation de la population en eau potable de la région du Boumerdes.

Dans une première étape, nous allons présenter l'évaluation de la performance du prétraitement en termes de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau au niveau de chaque étape du prétraitement. Ensuite, nous allons donner les résultats de mesures de la turbidité et du SDI après la filtration sur sable et les mesures de la conductivité de l'eau prétraitée au cours du temps.

Dans une deuxième étape, nous allons étudier les résultats de l'évaluation de la performance du système d'osmose inverse en terme de la qualité de l'eau osmosée (perméat) par le suivi de mesures de la conductivité au cours du temps, et aussi en terme des paramètres de fonctionnement du système d'osmose inverse à savoir: la perte de charge, le taux de conversion et le flux du perméat. Les résultats ainsi obtenus, nous ont permis de détecter un problème au niveau de la station ce qui a incité les responsables à arrêter le fonctionnement de la station.

Enfin, une technique industrielle de test à l'intérieur de tube de pression va être présentée pour identifier la membrane défectueuse. Ainsi, nous allons présenter l'analyse microscopique à balayage électronique (MEB) couplée par analyse élémentaire du dépôt encrassant la surface membranaire et une analyse complémentaire du dépôt colmatant par la diffraction X.

### III.2. Evaluation des performances du prétraitement

Pour concevoir un prétraitement adéquat, une analyse très précise et complète de l'eau à traiter doit être réalisée correctement. En effet, des prélèvements ponctuels sont effectués pour chaque étape du prétraitement afin d'évaluer leur qualité.

Plusieurs paramètres d'évaluation et de caractérisation de la qualité de l'eau prétraitée sont considérés dans notre étude à savoir: la turbidité et le SDI.

#### III.2.1. Analyse physico-chimique ponctuelle à différentes étapes du prétraitement

Afin de prévoir les performances du prétraitement, nous avons procédé à des analyses physico chimique ponctuelles. Ces dernières sont effectuées à l'entrée de la chaîne du prétraitement de l'eau brute (PE1), à la sortie du procédé de coagulation-floculation (PE2), à la sortie du décanteur (PE3), en amont de la microfiltration (PE4) et à la sortie du prétraitement (en amont du système d'osmose inverse) (PE5).

Les résultats des analyses présentées au tableau II.1 ont été faites au laboratoire de Génie des procédés et Environnement et au laboratoire de la station de dessalement de Corso et également au laboratoire de la Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger (SEAAL).

Les résultats des analyses physico-chimiques de l'eau pour les différentes étapes du prétraitement pour des échantillons prélevés le 20/04/2006.

**Tableau II.1:** Caractéristiques physico-chimiques de l'eau à différentes étapes du prétraitement.

Paramètre	PE1	PE2	PE3	PE4	PE5
Turbidité (NTU)	2,56	2,28	1,89	1,32	0,19
pH à 19,7 (°C)	8.62	8,52	8,56	8,22	7,43
Conductivité ( $\mu\text{S/cm}$ )	57600	57200	57200	57000	57600
[Cl <sup>-</sup> ] (mg/L)	21170,93	21165,65	21360,5	21276,15	21170,93
[Ca <sup>2+</sup> ] (mg/L)	440	430	436,66	430	440
[Mg <sup>2+</sup> ] (mg/L)	1344	1344	1332	1332	1344
[HCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> ] (mg/L)	142,33	121,33	122	141,66	142
[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ] (mg/L)	2832	2662	2671	2666	2782
[K <sup>+</sup> ] (mg/L)	331,89	331,89	335,26	335,65	331,89
[Na <sup>+</sup> ] (mg/L)	10208,8	10208,8	10160,22	10167,12	10208,8
[NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	0,03	0,03	0,01	0,0002	<0,002
[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	0,47	0,43	0,37	0,23	0,12
[NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> ] (mg/L)	0,53	0,28	0,21	0,18	0,13
TDS (mg/L)	36470,95	36264,41	36418,23	36348,99	36087,98

PE: Prise d'eau

### III.2.1.2. Composition de l'eau de mer

L'analyse physicochimique de l'eau brute provenant de la mer méditerranéenne de la région de Corso a conduit aux résultats illustrés dans le tableau II.1. Ces résultats montrent une forte salinité de l'eau brute, sa concentration est estimée à 37000 mg/L, due à la présence des sels minéraux surtout les chlorures et le sodium, dominée par des fortes teneurs en sulfates et par une dureté importante du calcium et magnésium.

Par ailleurs, la turbidité de l'eau de mer selon le tableau II.1 est faible avec une valeur égale à 2,56 NTU, notons que ce paramètre physique peut changer au cours du temps. La température de l'eau d'alimentation de la station varie de 18 °C en hiver jusqu'à 22 °C en été.

### III.2.2.2. Composition de l'eau à différentes étapes du prétraitement

Les performances du système d'osmose inverse peuvent être estimées en terme de la composition et de la qualité de l'eau brute (eau de mer), et ce en permettant de déterminer et de choisir un prétraitement adéquat pour protéger les membranes d'osmose inverse contre le colmatage [8].

Les résultats des analyse physico-chimiques à diverses étapes du prétraitement, présentées au tableau II.1, ont permis de constater en premier lieu que la conductivité et les teneurs en composés ioniques comparée à celle de l'eau brute sont restées constantes. Les paramètres indésirables, tels que les nitrates, les nitrites et l'ammoniaque, subissent une réduction respectivement de 93 %, 74,46 % et 75,47 %. La réduction de la turbidité est de l'ordre de 92,57%.

De ce fait, le prétraitement utilisé au niveau de la station de Corso permet de réduire les ions indésirables, par contre il n'a aucune influence sur la rétention des sels dissous.

### III.2.2. Analyse bactériologique

L'analyse bactériologique permet d'évaluer la pollution fécale de l'eau et de prévoir le colmatage de type biologique (biofouling) qui peut entraîner un colmatage irréversible des membranes. Cette analyse est représentée comme un indicateur de la qualité d'eau potable et de l'efficacité du traitement.

Ces analyses sont réalisées à l'entrée de la chaîne du prétraitement (PE1), en amont du système d'osmose inverse (PE5) et à la sortie de l'osmoseur (PE6). Les résultats sont présentés dans le tableau II.2.

**Tableau II.2.** Caractéristiques bactériologiques de l'eau pour différentes étapes du traitement

Paramètres microbiologiques	PE1	PE5	PE6
Coliformes fécaux	Absent	Absent	Absent
Coliformes totaux	Absent	Absent	Absent
Spectrocoque fécaux	Absent	Absent	Absent
Salmonelle	Absent	Absent	Absent

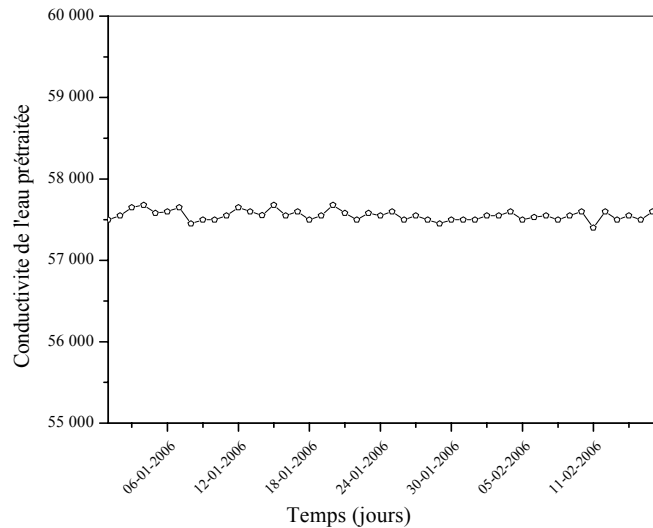
Les résultats des analyses du tableau II.2 indiquent que l'eau de mer de la région de Corso est une eau de bonne qualité bactériologique par l'absence des germes ainsi que pour l'eau prétraitée et l'eau osmosée.

### III.2.3. Evaluation de la qualité de l'eau prétraité au cours du temps

Pour éviter le colmatage colloïdal des membranes, la qualité de l'eau destinée à l'alimentation des membranes d'osmose inverse exige un abaissement de la turbidité et une réduction de l'indice du colmatage SDI.

### II.2.3.1. Conductivité

La présence des composés ioniques dans l'eau peut être exprimée en fonction de la conductivité. La courbe de la figure II.5 représente l'évolution de la conductivité de l'eau prétraitée en fonction du temps.



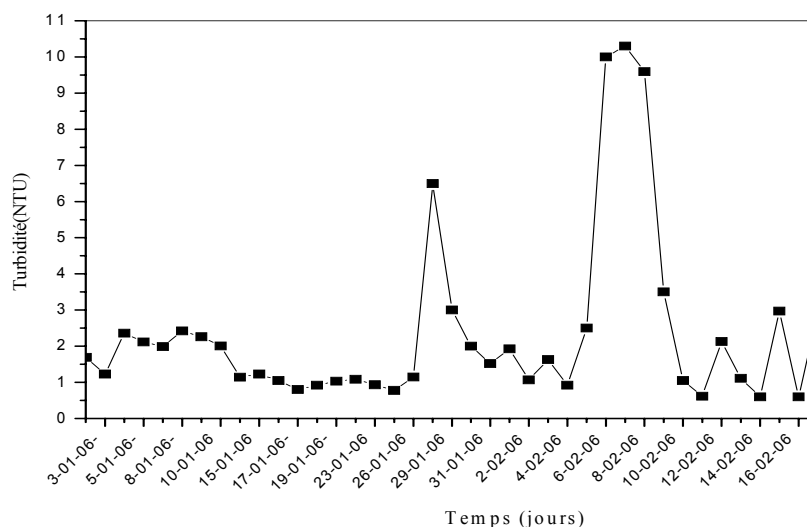
**Figure II.5:** Variation de la conductivité de l'eau prétraitée en fonction du temps.

Cette figure montre une stabilité de la conductivité de l'eau prétraitée qui varie de 57500  $\mu\text{S/cm}$  à 57650  $\mu\text{S/cm}$ . Cette faible variation est due aux changements de la température à cause des changements climatiques.

### III.2.3.2. Turbidité

La turbidité est un paramètre de mesure qui indique la présence de très fines particules solides et colloïdales dans l'eau. D'après le tableau II.1, le taux de rétention des colloïdes est de 92,57%. Nous constatons que la meilleure élimination de la turbidité a lieu au niveau de la microfiltration (PE5) de 85,6% par comparaison à celle des étapes qui l'ont précédé; en effet, les taux de réduction au niveau des points PE2, PE3 et PE4 sont estimés respectivement à 10,93 %; 17,10% et 30,16%. Ces résultats indiquent que la microfiltration réduit considérablement les risques du colmatage de type colloïdal des membranes d'osmose inverse. Par conséquent, cette rétention provoque un colmatage rapide des cartouches de la microfiltration, donc leur durée de vie est courte, ce qui a obligé le personnel de la station à procéder au changement des cartouches mensuellement au lieu de le faire trimestriellement.

Selon l'état climatique et le lieu de pompage de la station, l'eau de mer a des valeurs de la turbidité instables au cours du temps. La figure II.6 qui représente l'évolution de la turbidité en fonction du temps, montre durant une période de trois mois, que l'eau de mer a des valeurs de la turbidité instables allant de 0,62 NTU à 10,3 NTU.



**Figure II.6:** Variation de la turbidité de l'eau brute en fonction du temps

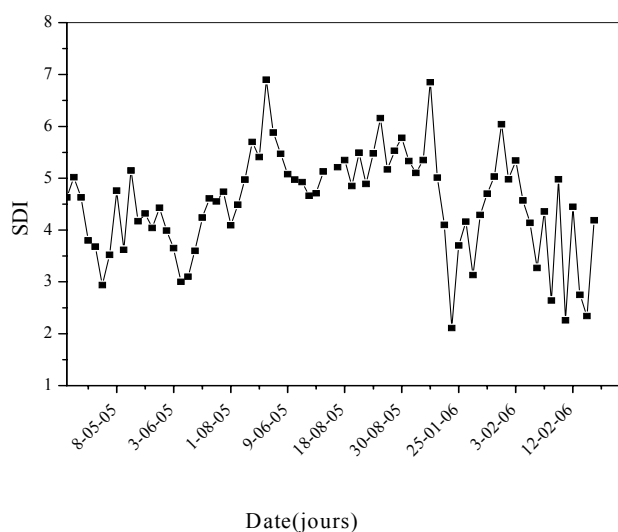
La dose du coagulant nécessaire pour éliminer la turbidité doit être déterminée et optimisée suivant la valeur de la turbidité initiale de l'eau de mer. Toutefois, au niveau du prétraitement par coagulation-floculation de la station de Corso, la concentration injectée est fixée à 7mg/L pendant la mise en service, quelle que soit la valeur de la turbidité de l'eau brute. C'est ce qui a conduit au manque d'efficacité de l'étape du prétraitement par coagulation-floculation de la station, qui doit être correcte et complète pour protéger les membranes en ce qui concerne le colmatage colloïdal; lequel est due aux matières en suspension ou aux bactéries, ainsi que les produits de corrosion du fer et notamment les floes formés lors de la coagulation.

### III.2.3.3. Indice du colmatage «Silt Density Index» (SDI)

La mesure de la turbidité seule ne permet pas d'apprécier la totalité des matières en suspension et colloïdales présentes dans l'eau et de prévoir avec exactitude la tendance de celles-ci à colmater la surface membranaire. Plusieurs auteurs ont attribué qu'il n'y a aucune relation bien définie entre les valeurs de SDI de l'eau d'alimentation, et l'encrassement de la membrane.

La mesure de la densité des espèces dissoutes moyennant l'indice de colmatage «SDI» «Silt Density Index», permet d'une part de déterminer le pouvoir colmatant de l'eau et d'autre part d'évaluer les performances et l'importance du prétraitement [30]. Afin de limiter l'incidence du colmatage, les auteurs recommandent d'estimer le pouvoir colmatant des particules en suspension en aval de chaque étape du prétraitement, notamment la filtration et la microfiltration [32].

Dans notre étude, la mesure du SDI a été effectuée uniquement à la sortie du filtre à sable. Il est à signaler que cette mesure est insuffisante pour prévoir la qualité de l'eau prétraitée alimentant les membranes d'osmose inverse. Le suivi de la mesure a duré trois mois. Les valeurs relatives à ces mesures sont présentées dans la figure II.7.



**Figure II.7:** Variation de SDI en aval du filtre à sable en fonction du temps.

Les valeurs de SDI fluctuent considérablement autour de deux valeurs extrêmes estimées à 2 et 5 respectivement. Le SDI dépasse dans certains cas 6, ce qui confirme la mauvaise qualité de l'eau préfiltrée qui peut présenter un risque de colmatage au voisinage des membranes. Ces valeurs dépassent largement celles préconisées par l'exploitant qui recommande une valeur inférieure à 5, afin de prévenir le développement de dépôt colmatant sur les membranes.

Teng et al [52] ont évalué les performances du prétraitement, en terme de SDI, turbidité, les matières en suspension et le carbone total. Les résultats montrent que le prétraitement permet de produire une eau de bonne qualité dont l'indice de colmatage (SDI) a été uniformément inférieur à 3.

En effet, Wilf et al [44] et Petry et al [63] ont obtenu une eau à la sortie des filtres à sable dont les valeurs de SDI allant de 4 à 5. À la sortie des filtres à cartouche en amont des membranes d'osmose inverse, les valeurs du SDI obtenues étaient inférieures à 3; ces valeurs ont conduit à la réduction du colmatage. Les résultats des travaux de Vial et al [43], Bonnelye et al [30], Chua et al [63] ainsi que Teng et al [52] ont montré qu'un prétraitement efficace permet de produire une eau de bonne qualité dont l'indice de colmatage SDI a été uniforme inférieur à 3 tout en évitant le colmatage des membranes.

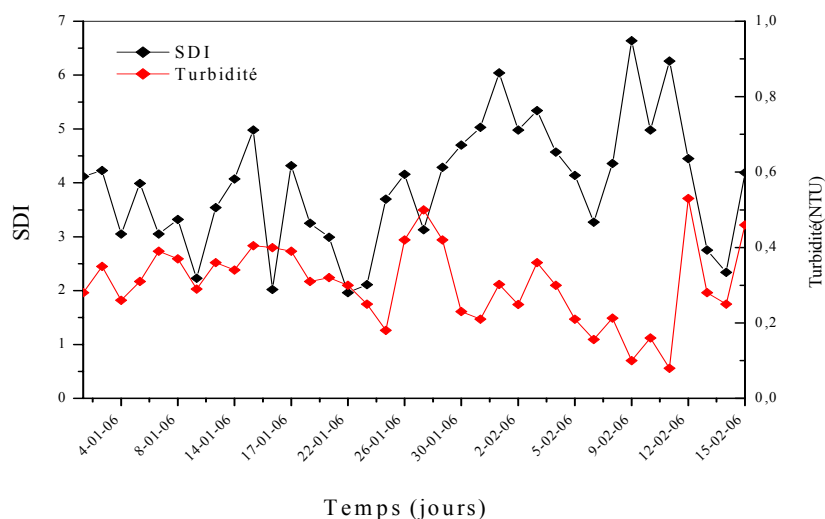
Notons que les valeurs du SDI au niveau de la station de Corso mettent en évidence un dysfonctionnement du filtre à sable. Afin de remédier à ce problème, le service technique de la station a procédé au remplacement du matériau filtrant dans l'objectif d'abaisser les valeurs importantes du SDI. Cependant, l'efficacité de ce matériau n'a pas été investie dans cette étude car la station a été mise hors service après cette période.

### III.2.3.4. Relation entre l'indice de colmatage (SDI) et la turbidité

Dans le but de déduire la relation qui existe entre le SDI et la turbidité, nous avons présenté dans la figure II.8, l'évolution de la turbidité et du SDI de l'eau préfiltrée pour une période de fonctionnement de trois mois. Globalement, on constate que la qualité de l'eau préfiltrée en

terme de turbidité est très bonne. En effet, celle-ci se situe entre 0,05 NTU à 0,45 NTU. Pour ce qui est des valeurs du SDI, celles-ci dépassent généralement 6. Il en résulte que l'eau préfiltrée contient des particules dont le diamètre est supérieur à  $0,45 \mu\text{m}$  et qui présentent un risque assez important de colmatage malgré la valeur faible de la turbidité. De ce fait, aucune relation ne semble exister entre ces deux paramètres.

Un suivi de la mesure du SDI et la turbidité à la sortie de filtre à sable montre que la forte fluctuation des valeurs du SDI dépassant 5 est responsable de la présence de la matière en suspension et colloïdales dans l'eau préfiltrée.



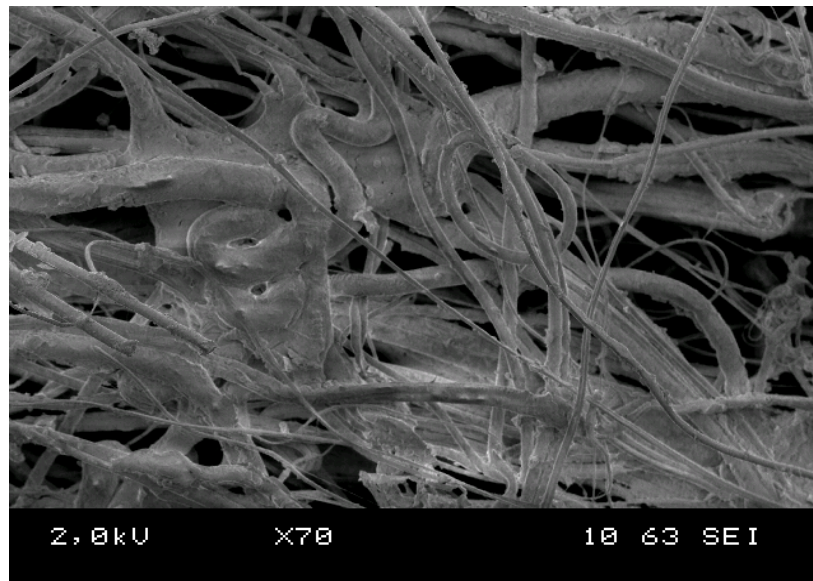
**Figure II.8:** Evolution du SDI et de la turbidité en fonction du temps.

Pour maintenir la performance des membranes, selon Tenzer et al [32], les critères de la qualité de l'eau d'alimentation des membranes sont la turbidité qui doit être inférieure à 0,2 NTU et le SDI dont la valeur doit être en dessous de 3. Il est possible de concevoir une station de dessalement avec un faible colmatage des membranes d'osmose inverse et de prolonger le cycle de vie [63].

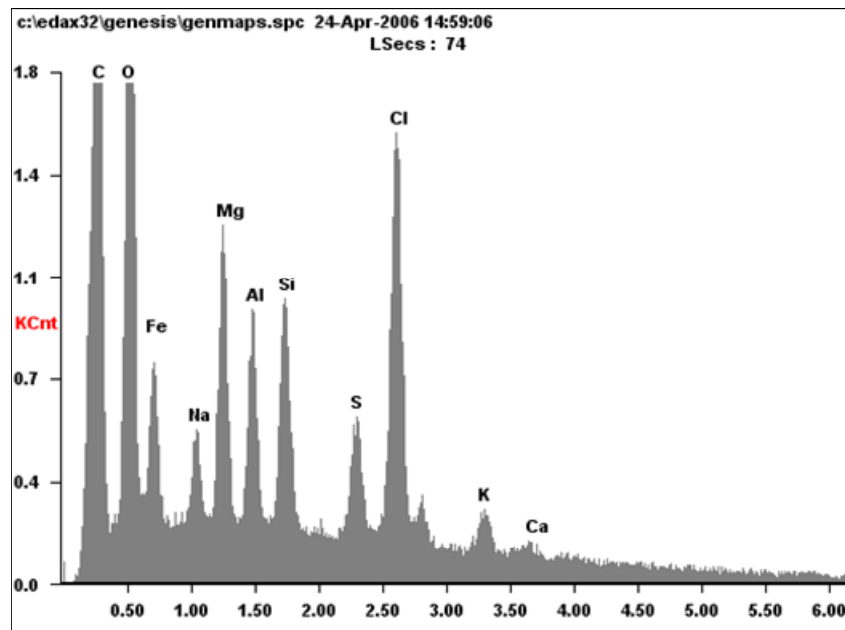
#### III.2.4. Analyse au MEB de la surface du microfiltre à cartouche

La défaillance détectée au niveau du filtre à sable entraîne le remplacement régulier des microfiltres à cartouches. Le remplacement s'effectue mensuellement contrairement à la durée de fonctionnement préconisée pour ce type de microfiltre. Les microfiltres à cartouches sont sujets à l'encrassement rapide et apparent. Ceci est confirmé par une analyse visuelle de la surface externe qui est caractérisée par une couleur rougeâtre brique. De même, une analyse à la microscopie électronique à balayage (MEB) couplée à l'analyse élémentaire, a permis de caractériser la morphologie de la surface des microfiltres et d'identifier qualitativement et notamment quantitativement la nature du dépôt encrassant.

La micrographie de la surface du microfiltre représentée par la figure II.9, montre des perforations sur la totalité de la surface analysée. Quant à la nature du dépôt, l'analyse élémentaire par EDX a permis d'identifier les éléments qui le constituent par le spectre donné dans la figure II.10, et de déterminer les pourcentages massiques de chacun d'eux (tableau II.3).



*Figure II.9:* Morphologie de la surface du microfiltre à cartouche analysée par MEB.



*Figure II.10:* Spectre des éléments identifiés par EDX sur la surface membranaire.

**Tableau II.3.** Analyse élémentaire (%massique) du dépôt colmatant.

Elément	C	O	Fe	Na	Mg	A	S	Si	Cl	K	Ca
%massique	15,85	15,85	07,649	05,22	12,12	8,95	05,59	09,79	14,92	02,33	01,68

Le spectre de la figure II.10 montre que la nature chimique du dépôt colmatant est principalement inorganique. En effet, les composés les plus fréquemment trouvés sont le carbone, l'oxygène, le fer, le magnésium, le sodium, l'aluminium, le soufre, le silicium, le chlore, et en faibles proportions le calcium et le potassium.

Les microfiltres à cartouche bobinée utilisés au niveau de la station de Corso sont à base de polymère (polypropylène). De ce fait, le pourcentage massique élevé en carbone (15,85%) est principalement attribué à la nature chimique du polymère ainsi qu'au matériau de conduction que nous avons utilisé lors de l'analyse. Aussi, la teneur en oxygène (15,85%), correspond à des teneurs de composés inorganiques du dépôt. Ainsi, cette teneur peut être répartie en attribuant 1,83% au sulfate, 0,55% au carbonate de calcium, 3,97 % au magnésium, 3,20% à l'oxyde de silicium et 2,93 % aux oxydes de fer et 2,506% au oxyde d'aluminium (tableau II.3).

Les analyses du microfiltre ont permis de déterminer l'état des cartouches et la nature du dépôt encrassant dont la composition est essentiellement inorganique. Ce dépôt est certainement prévisible sur la surface membranaire par des éléments tels que le carbonate de calcium, magnésium et le sulfate. Des particules colloïdales comme la silice et l'hydroxyde de fer peuvent être également présents.

### III.3. Evaluation des performances du traitement par osmose inverse

L'osmose inverse est l'un des traitements les plus efficaces pour obtenir une eau pure à tous les éléments ioniques indésirables et bactériologiques [8]. En effet, afin d'évaluer les performances du traitement par osmose inverse, nous avons effectué une analyse de la qualité de l'eau osmosée en terme de présence quantitative et qualitative des espèces ioniques. Le suivi de la conductivité du perméat pendant trois mois de suivi de fonctionnement a été étudié. L'évolution des paramètres de fonctionnement, à savoir: la perte de charge, le taux de conversion et le flux du perméat a été considérée afin de prévoir le phénomène de colmatage sur la surface membranaire.

Les performances du système d'osmose inverse ont été également évaluées en terme de caractérisation de la surface active d'une membrane d'osmose inverse usée par le moyen d'un microscope électronique à balayage (MEB) couplé à une analyse élémentaire ainsi qu'une analyse par diffraction X du dépôt colmatant.

#### III.3.1. Qualité de l'eau osmosée

##### III.3.1.1. Composition ionique ponctuelle de l'eau osmosée

Les résultats des analyses de l'eau prétraitée (PE5) et de l'eau osmosée (PE6), sont présentés sur le tableau II.4. Ces résultats montrent que les membranes d'osmose inverse

réduisent la concentration ionique des sels de l'eau prétraitée; elles permettent de réduire les chlorures, le calcium, le magnésium, les sulfates, le potassium et le sodium avec des taux d'élimination respectifs de 96,43%, 65,37%, 65,57%, 80,44%, 63,94% et de 65,40%. De même, elles permettent de réduire parfaitement la concentration des ions indésirables tels que les nitrates de 73,5% et ammoniacques de 92,31%.

**Tableau II.4:** Caractéristiques physico-chimiques de l'eau prétraitée

Paramètre	PE5	PE6
Turbidité (NTU)	0,19	0,09
pH à 19,7 (°C)	7,43	7,87
Conductivité (µS/cm)	57600	19800
[Cl <sup>-</sup> ] (mg/L)	21170,93	755,92
[Ca <sup>2+</sup> ] (mg/L)	440	152,37
[Mg <sup>2+</sup> ] (mg/L)	1344	462,69
[HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	142	41,56
[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ] (mg/L)	2782	544,18
[K <sup>+</sup> ] (mg/L)	331,89	119,65
[Na <sup>+</sup> ] (mg/L)	10208,8	3531,85
[NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	0	0
[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	0,12	0,08
[NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> ] (mg/L)	0,13	0,01
TDS (mg/L)	36087,98	13830,82

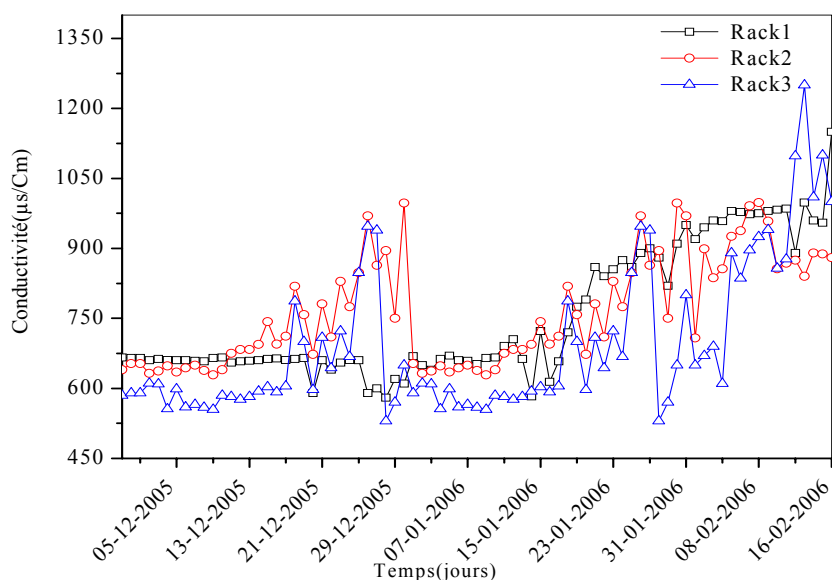
De ce fait, nous pouvons dire que les membranes d'osmose inverse de la station de Corso ne retiennent pas la totalité des éléments minéraux. En effet, le pourcentage des sels dissous (TDS) estimé est égal à 84,6%. Ce pourcentage n'est pas conforme à celui prévu initialement par le fournisseur, qui estime la rétention des membranes utilisées à 99,8% [61].

### III.3.1.2. Évolution de la conductivité de l'eau osmosée

La mesure des concentrations des différentes espèces ioniques prédominantes dans l'eau osmosée n'est pas réalisée fréquemment au niveau de la station de Corso. Cependant, une idée globale sur la teneur en espèces ioniques du perméat est donnée par le suivi de la conductivité [8].

D'après le tableau II.4, la réduction de la conductivité de l'eau osmosée, par rapport à celle de l'eau prétraitée, est relativement moyenne avec un taux de rétention de 65,62%. Ceci peut être expliqué par la faible rétention des membranes pour les composées ioniques.

La conductivité du perméat est un paramètre qui peut nous informer d'une manière générale sur sa qualité et l'état des membranes d'osmose inverse pendant la durée de fonctionnement de la station. Pour cela, nous avons suivi l'évolution de la conductivité à la sortie de chaque filière «rack» du système d'osmose inverse sur une période de trois mois de fonctionnement de la station. Celle-ci est présentée sur la figure II.11.



**Figure II.11:** Variation de la conductivité de l'eau osmosée en fonction du temps.

Les valeurs présentées sur la figure II.11, ont été enregistrées après deux ans du démarrage de la station. Durant toute cette période, la conductivité du perméat a toujours été conforme à la norme; elle variait pour les deux premiers racks entre 650 et 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , elle est nettement supérieure à celle enregistrée pour le troisième rack dont les valeurs varient entre 550 et 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Au-delà de deux ans, la conductivité a commencé à augmenter pour les trois racks jusqu'à une valeur de 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Suite à cette augmentation, un nettoyage chimique des membranes a été prévu, ce dernier a permis de restaurer les faibles valeurs de la conductivité pendant une semaine, mais ces valeurs n'ont pas été maintenues pendant longtemps. En effet, on a dénoté une hausse graduelle et continue pour les trois racks jusqu'à atteindre une valeur qui a dépassé 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Une élévation brusque de la conductivité dans le troisième rack a été relevée (1250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et ce le 16-02-2006. Cette augmentation a nécessité une procédure immédiate de nettoyage acide et basique ainsi qu'un lavage à l'eau osmosée. Ces procédures n'ont pas permis de restaurer la conductivité initiale de perméat ce qui a obligé l'exploitant de mettre à l'arrêt cette station.

Un cas similaire a été constaté par Roth et al. [8] dans leur étude d'une unité de production de l'eau ultra-pure, une augmentation de la conductivité a été observée après 8 mois de décolmatage des membranes. Ils ont considéré que cette augmentation est due au dysfonctionnement du prétraitement, ce qui rend inévitable le remplacement des membranes d'osmose inverse.

### III.3.2. Paramètres de fonctionnement du système d'osmose inverse

Afin de prévoir l'état de la membrane d'osmose inverse durant trois ans d'utilisation, différents paramètres sont considérés à savoir: les pertes de charge à travers l'osmoseur, le flux du perméat et le taux de rejet.

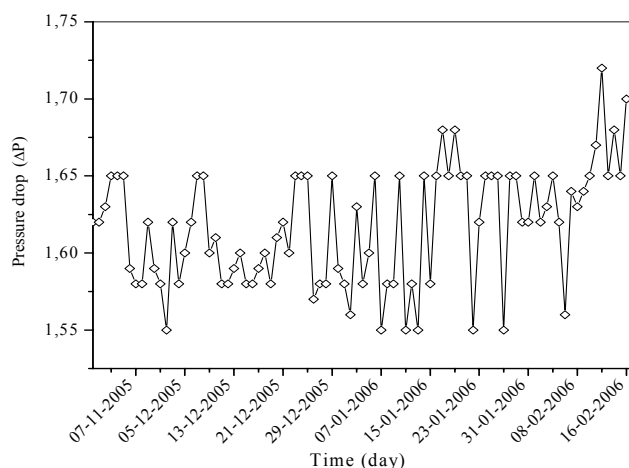
#### III.3.2.1. Pertes de charge

Les pertes de charge ou chute de pression sont donnée par une différence de pression entre l'alimentation et le perméat. Les pertes de charge permettent de prédire le phénomène de colmatage [4].

Les travaux de Munoz Elguera et al [56] ont montré que le colmatage des membranes par formation d'un biofilm et d'un précipité sur la surface membranaire engendrée à l'augmentation de la chute de pression dans le système d'osmose inverse. De ce fait, ils ont conclu que la perte de charge à travers la membrane doit être constante pour maintenir les performances du système.

De même, Fethi et al [57] ont observé une augmentation des pertes de charge au niveau du système d'osmose inverse suite à la présence des bactéries dans l'eau prétraitée et que la stabilité des pertes de charges certifie l'absence des phénomènes de colmatage et d'encrassement. Ceci a été confirmé par les travaux de Bonnelye et al [30], qui ont conclu que l'augmentation des pertes de charge à travers les membranes est due à la formation d'un biofilm sur la surface membranaire.

En ce qui concerne notre étude, nous avons remarqué que la variation de la chute de pression est quasi constante, allant de 1,55 bar à 1,78 bar selon la figure II.12 qui représente l'évolution des pertes de charge en fonction du temps. Ceci ne peut constituer une preuve d'absence du colmatage des membranes. En effet, bien que les analyses bactériologiques de l'eau prétraitée démontrent la faible probabilité de formation d'un biofilm (tableau II.2), la possibilité de l'existence d'un colmatage par précipitation ne peut être écartée, même au vu de la stabilité des pertes de charge, car le personnel de la station intervient régulièrement pour maintenir les pertes de charge constantes manuellement. De ce fait, les variations des pertes de charge en fonction du temps qui sont enregistrées au niveau de la station de Corso ne permettent pas d'identifier les risques d'existence du phénomène de colmatage des membranes.

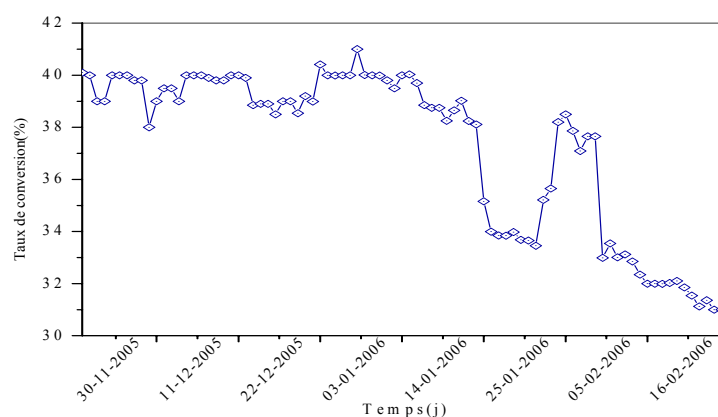


**Figure II.12 :** Variation de chute de pression en fonction du temps

### II.3.2.2. Taux de conversion

Le taux de conversion du système d'osmose inverse est défini comme étant le rapport du débit du perméat sur le débit d'alimentation.

La figure II.13 représente l'évolution du taux de conversion en fonction du temps, montre une stabilité du taux de conversion durant la période allant du 28-12-2005 au 13-01-2006, avec une variation de 38,11% à 40,01%. Ensuite, le taux diminue jusqu'à une valeur de 33,45%. Le lavage et le nettoyage chimique des membranes effectués au niveau de la station, permettent d'augmenter le taux de conversion à 37,65%. Après une semaine de nettoyage, le taux diminue jusqu'à une valeur de 31%. Par la suite, il est devenu impossible d'augmenter le taux de conversion malgré le nettoyage chimique.

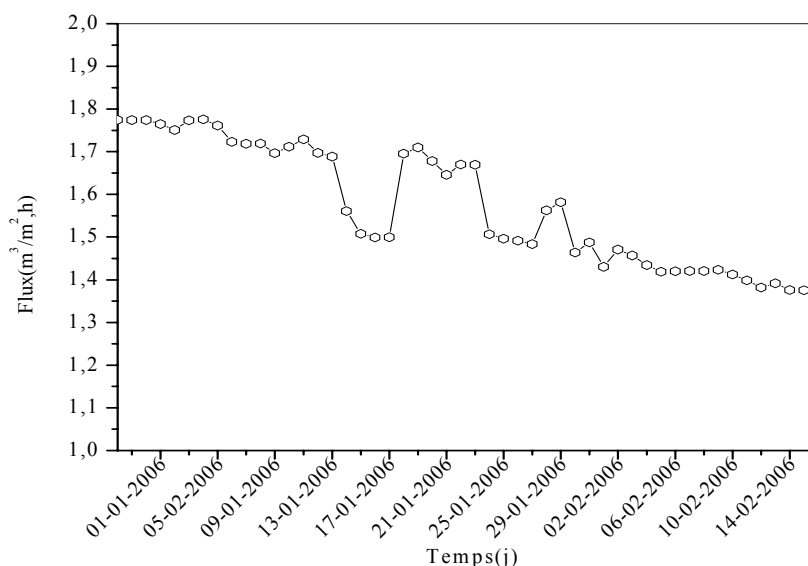


**Figure II.13:** Variation du taux de conversion en fonction du temps

### III.3.2.3. Flux du perméat

Le flux du perméat est déterminé par le rapport du débit du perméat sur la surface totale de la membrane. Les variations du flux du perméat en fonction du temps sont représentées sur la figure II.14 pour une période de 3 mois de fonctionnement.

La courbe de cette figure illustre une décroissance du flux du perméat au 26-12-2005 à 13-01-2006, qui correspond au début de l'augmentation de la conductivité, ce qui s'explique par un colmatage des membranes. Après le nettoyage des membranes, le flux du perméat augmente faiblement, puis diminue par la suite jusqu'à l'arrêt de la station. Cette figure permet de conclure que les membranes d'osmose inverse de la station sont colmatées. Le colmatage des membranes est attribué aux substances colmatantes non retenues par les filières de prétraitement utilisé et par suite aux défaillances détectées à ce niveau.



**Figure II.14:** Évolution de flux du perméat en fonction du temps.

En effet, la qualité du prétraitement est primordiale dans la prévention du colmatage. Ainsi, Wilf et al [44] ont mis en évidence l'importance du prétraitement lors du dessalement d'une eau de mer à prise directe. Ils ont trouvé que l'utilisation d'une membrane d'ultrafiltration dans la chaîne de prétraitement permet d'atteindre un flux et un taux de conversion élevés comparativement à une filière conventionnelle. En effet, une bonne qualité et un coût réduit de 10 % de l'eau produite ont été obtenus.

### III.3.3. Évaluation de l'état des membranes

Afin de pouvoir résoudre les problèmes rencontrés lors du fonctionnement de la station, nous avons procédé par plusieurs méthodes de vérification de l'état des membranes. La technique industrielle qui été utilisée à la station de Corso permet de mesurer la conductivité à l'intérieur du tube de pression pour identifier la membrane défectueuse.

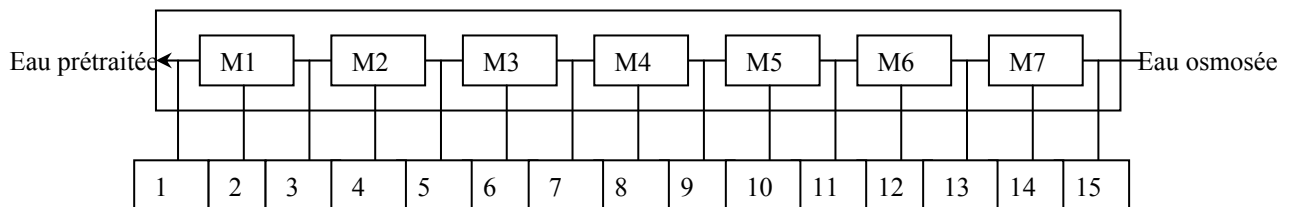
L'analyse à la microscopie électronique à balayage (MEB) est une autre technique permettant de caractériser la morphologie de la surface membranaire et d'identifier la composition qualitative et quantitative du dépôt encrassant moyennant l'analyse élémentaire couplée au MEB. Aussi, la diffraction aux rayons X du dépôt colmatant permet de déterminer sa nature.

### III.3.3.1. Test à l'intérieur des tubes de pression

Le test à l'intérieur du tube de pression est une technique qui permet d'évaluer l'état du système d'osmose inverse et notamment d'identifier et de déterminer les membranes défectueuses après quatre ans d'utilisation.

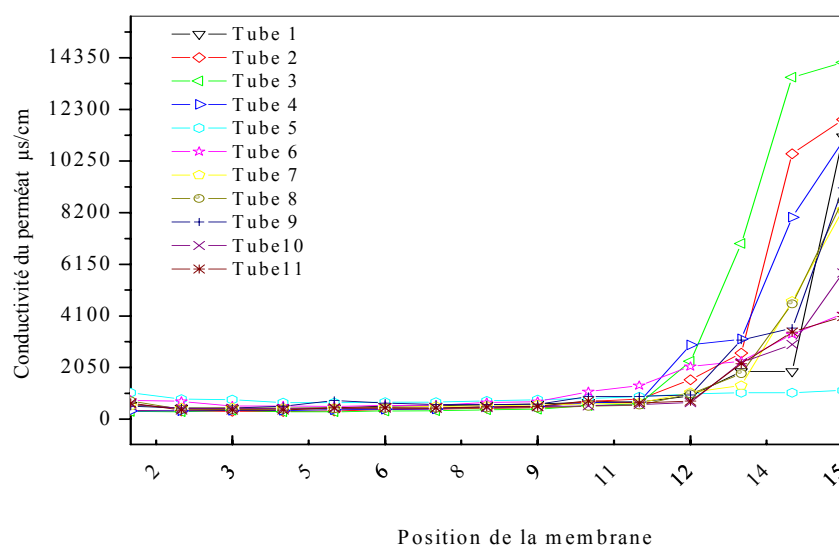
Après l'augmentation brusque de la conductivité du perméat et l'impossibilité de la réduire par le nettoyage chimique et le lavage, le personnel de la station a effectué le test à l'intérieur des tubes de pression pour tous les racks.

La figure II.15 représente un schéma descriptif de la méthode du tube de pression. En effet, cette méthode consiste en l'introduction dans un tube de pression d'un tuyau flexible en polyamide gradué, d'un diamètre de 6 mm. Les graduations sont disposées à partir de chaque distance équivalente à la moitié de la longueur de la membrane y compris le raccord. Ce tuyau est inséré à l'intérieur du tube jusqu'au bouchon terminal de la première membrane. Avant de mesurer la conductivité pour chaque distance, il faut laisser le perméat couler pendant 15 secondes.



**Figure II.15:** Schéma descriptif du test à l'intérieur d'un tube de pression.

La figure II.16 représente les résultats de mesure de la conductivité du perméat pour les différentes positions du tuyau tout au long d'un tube de pression, afin d'estimer la performance de chaque membrane au niveau de chaque tube de pression et de détecter celles présentant une défectuosité.



**Figure II.16:** Evolution de la conductivité en fonction de la position du tuyau à l'intérieur d'un tube de pression.

D'après cette figure, nous remarquons que la conductivité du perméat des premières membranes du tube de pression est faible, puis elle devient importante à partir de la sixième membrane pour tous les tubes de pression du troisième rack, les valeurs enregistrées ont dépassé 2000  $\mu\text{s}/\text{cm}$ . En effet, ces résultats nous permettent de localiser les membranes défectueuses, il s'agit de la sixième membrane de chaque tube de pression. On constate que l'état de la sixième membrane du troisième tube de pression est la plus dégradée.

À l'entrée du module, la concentration de l'alimentation est faible et elle devient forte aux membranes qui se trouvent à la sortie, ce qui s'explique par une augmentation de la concentration de l'eau d'alimentation au voisinage des surfaces membranaires contrairement à celles situées à l'entrée. En effet, cette augmentation provoque le colmatage important pour les membranes à la sortie.

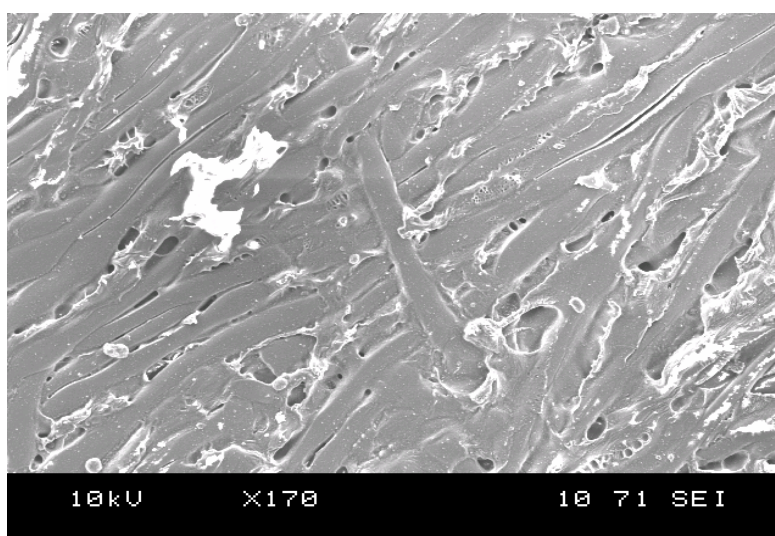
### III.3.3.2. Caractérisation d'une membrane usée

L'augmentation brusque de la conductivité auquel s'ajoute la dégradation de la qualité du perméat, montre l'altération des surfaces membranaires. Pour confirmer cette supposition, nous avons caractérisé la surface membranaire après l'arrêt de la station.

La structure membranaire défectueuse, détectée précédemment suite au test à l'intérieur du tube de pression, est confirmée par l'analyse microscopique à balayage électronique (MEB) couplée à une analyse élémentaire EDX de la couche active de la surface membranaire. Les résultats ont été confirmés par une analyse complémentaire du dépôt colmatant par la diffraction X.

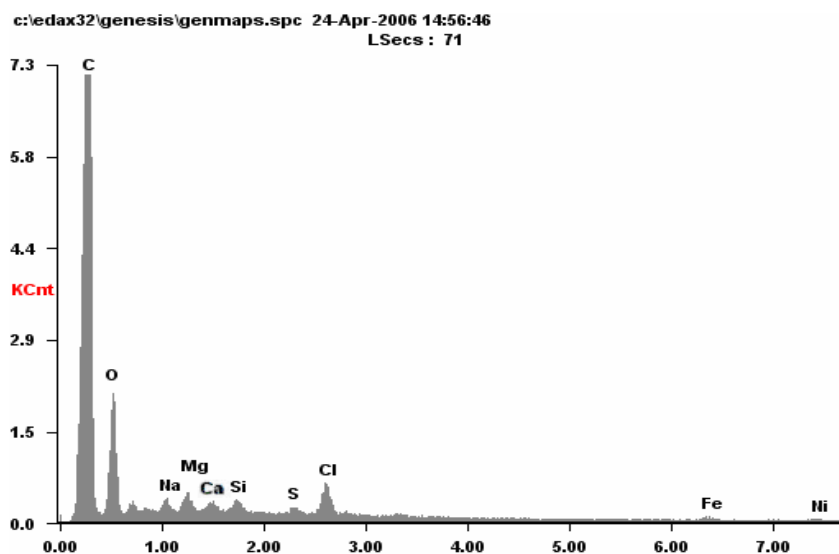
### III.3.3.2.1. Analyse microscopique de la membrane

L'image de la couche active de la surface membranaire obtenue par le MEB est illustrée sur la figure II.17. Celle ci montre l'existence de perforations sur la totalité de la surface membranaire. Ce qui signifie, que la structure de la couche active de la membrane est complètement altérée. La dégradation peut résulter au passage du chlore libre lors de la désinfection, des produits chimiques utilisés lors du nettoyage chimique, ou bien à la formation d'un biofilm sur la surface membranaire. Cependant, d'après les résultats du tableau II.2, l'hypothèse d'un colmatage biologique «biofouling» par les microorganismes est écartée. Par contre, la possibilité de la dégradation par les produits chimiques peut justifier l'altération de la membrane et l'augmentation brusque de la conductivité, d'où l'augmentation de la composition ionique du perméat.



**Figure II.17:** Morphologie de la surface membranaire d'osmose inverse par MEB.

Quant à l'analyse élémentaire par EDX, le spectre de la figure II.18 et le pourcentage massique de chaque constituant présenté au tableau II.5, indiquent la présence de plusieurs éléments sur la surface active de la membrane, ils sont principalement de nature inorganique à savoir: le carbone, l'oxygène, le sodium, le magnésium, le calcium, les chlorures, le silicium, et en faibles proportions du soufre, du nickel et du fer.



**Figure II.18:** Spectre des éléments identifiés par EDX sur la surface membranaire.

**Tableau II.5.** Analyse élémentaire (%massique) du dépôt colmatant.

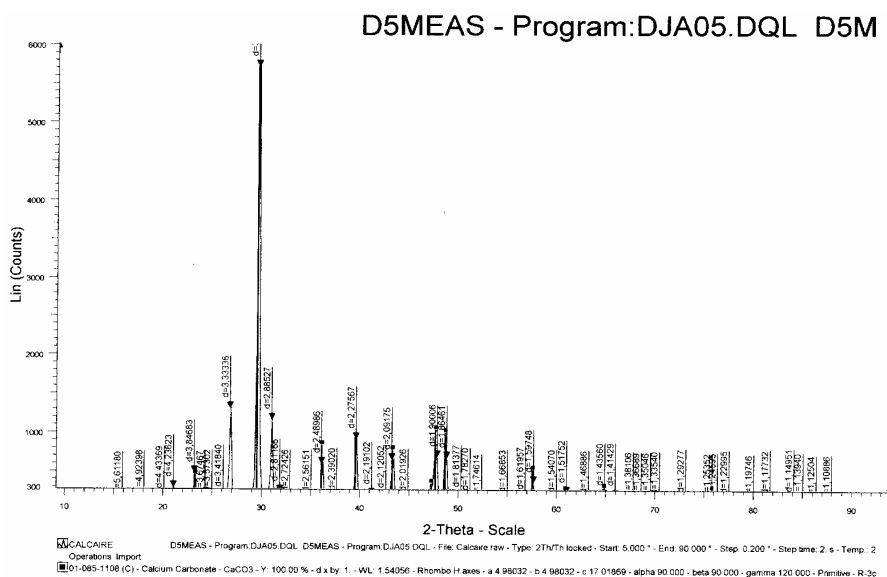
Elément	C	O	Fe	Na	Mg	Al	S	Si	Cl	K	Ca
% massique	31,03	50,15	0,33	2,86	3,8	0,29	5,52	1,93	1,92	0,68	1,49

L'essentiel du carbone est attribué au matériau de conduction que nous avons utilisé au cours de l'analyse. La teneur en oxygène correspond principalement à des composés inorganiques du dépôt, constitué de carbonate de magnésium, de carbonate de calcium, de carbonate de silicium, de sulfate carbonaté et d'un peu de précipités d'oxyde de fer et de carbonate de soufre.

### III.3.3.2.2. Analyse du dépôt colmatant par DRX

Une idée de la nature des substances colmatantes peut être révélée soit par analyse de l'eau prétraitée et de l'osmoseurs, soit par analyse du dépôt par diffraction X (DRX) afin d'identifier les substances colmatantes non retenues par le prétraitement.

Une première analyse visuelle de la membrane montre l'existence d'un dépôt de couleur rouge sur la totalité de la surface membranaire, ce qui confirme le colmatage de la surface membranaire. En effet, nous avons effectué l'analyse de ce dépôt par la diffraction X (DRX), avec un diffractomètre de rayon X, qui permet d'identifier qualitativement et quantitativement les éléments déposés sur la surface membranaire. Le spectre des éléments présentés sur la figure II.19, montre que les composés les plus fréquemment trouvés dans le dépôt colmatant sont de nature minérale constitués essentiellement de carbonate de calcium (calcite), de carbonate de magnésium (gypse), de la silice ( $\text{SiO}_2$ ) et une faible proportion d'oxyde de fer.



**Figure II.19:** Analyse du dépôt colmatant par diffraction X (RDX)

## VI. Conclusion

L'étude des performances de la station de dessalement de l'eau de mer de Corso après trois ans de fonctionnement, indique la présence d'un film colmatant de nature inorganique et colloïdale associé à une dégradation de la surface membranaire.

Les résultats des analyses physico-chimiques montrent que la station de Corso donne une mauvaise qualité de l'eau traitée, non conforme aux normes de potabilité. Cependant, en termes d'efficacité de fonctionnement, ces analyses indiquent que la cause principale du dysfonctionnement est l'inadéquation du prétraitement, ce qui a conduit à l'altération des membranes donc l'arrêt total de la station.

En effet, ces analyses montrent que le prétraitement (allant de la coagulation jusqu'à la microfiltration) n'a eu aucune conséquence sur la composition ionique. Seule, les nitrates, les nitrites et l'ammoniaque ont subi une réduction remarquable, surtout après la microfiltration à cartouche. Cette étape est la seule qui a prouvé son efficacité dans la chaîne du prétraitement de la station du Corso.

Les membranes d'osmose inverse sont sujettes de colmatage progressif associé à une altération de la surface active. Ceci est confirmé d'une part, par la mauvaise qualité de l'eau osmosée et par la diminution du flux et du taux de conversion le long de la période de fonctionnement. D'autre part, L'analyse au MEB montre clairement une dégradation de la membrane et la présence d'un dépôt colmatant dont la nature est principalement colloïdale et inorganique.

Les différentes suggestions possibles à proposer permettant de régler le problème au niveau de la station et servant à réduire la charge du système d'osmose inverse, et donc à conférer une longue vie à la membrane ce qui réduit le coût sont les suivantes:

- ❖ Revoir le procédé de coagulation floculation en respectant les conditions de fonctionnement qui exige l'optimisation la dose et le pH optimale par l'essai de Jar-Test au niveau de laboratoire ainsi d'ajouter un mélangeur statique après l'injection de flocculant;
- ❖ Intégrer un traitement qui peut éliminer la dureté de l'eau;
- ❖ Vérifier la dose optimale de la désinfection;
- ❖ Suivre les paramètres physiques (SDI, pH, conductivité, la turbidité, le TDS, la salinité) ainsi que quelques paramètres chimiques (dureté, chlorures et l'alcalinité) régulièrement et convenablement afin de pouvoir estimer la perméabilité hydraulique de la membrane. Cette dernière doit se faire pour chaque cycle de fonctionnement.

## Troisième Partie

### Etude des prétraitements de l'eau de mer

## SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUES

Le prétraitement est l'un des moyens préventifs du colmatage des membranes d'osmose inverse, causé par la formation de dépôts de colloïdes et par la précipitation des sels ; il a fait l'objet de plusieurs travaux de recherche qui ont porté sur le prétraitement de l'eau de mer d'une turbidité variable et d'une dureté très élevée. Le prétraitement conventionnels tels que la coagulation, la floculation, la décantation, la désinfection par le chlore ou les rayons UV et la filtration sur sable et sur charbon actif, sont actuellement appliqués.

D'après les travaux Roth et al [8], la conductivité et le dénombrement bactérien de l'eau osmosée, au niveau de l'hôpital de Colmar, destinée à la préparation du liquide de dialyse rénale, montrent un dysfonctionnement du prétraitement relatif à la désinfection par le charbon actif; ce qui entraîne un colmatage biofouling et un risque de contamination pour le patient. Ce problème a été remédié par le remplacement des étapes de microfiltration et de filtration sur charbon actif, par une décontamination avec les rayons UV, ce qui a permis d'augmenter l'efficacité du prétraitement et d'éliminer les bactéries. En outre, une étude réalisée par Fethi et al [57] lors de suivi des performances de la station de dessalement de Gabés, que la chloration discontinue engendrait une prolifération des algues au niveau du prétraitement à savoir, le bassin d'oxydation et les filtres à sable qui n'étaient pas couverts. En effet, la fermeture du bassin d'oxydation et des filtres à sable, solution proposée par Fethi et al [57], a permis l'empêchement totale du passage de la lumière solaire dans le bassin et le filtre à sable, et donc la suppression de la prolifération des algues.

Pour évaluer les performances d'un système d'osmose inverse destiné au traitement d'un effluent secondaire, Antonio et al [65] ont étudié trois niveaux de prétraitements à savoir : intense constitué de plusieurs étapes tel que une étape de coagulation par addition de  $\text{FeCl}_3$ , la floculation par addition de floculant anionique, la sédimentation, l'addition d'un hydroxyde de calcium pour augmenter le pH, le filtre à sable, ensuite la désinfection par l'ajout d'un l'hypochlorite et les radiation UV, l'injection d'une solution de polyacrilate comme un antiscalin, addition d'un acide chlorhydrique pour avoir un  $\text{pH}=5$ , et en fin une étape de la microfiltration). Le prétraitement moyen constitue les mêmes étapes du prétraitement intense mais sans ajout de l'hydroxyde de calcium. Quant le prétraitement minimal comporte trois étapes tel que: la désinfection par la chloration et par la radiation UV, filtre à sable et la microfiltration. Les trois niveaux fournissent une très bonne qualité de perméat conforme aux normes de réutilisation. Toutefois, la comparaison entre ces différents niveaux a révélé que le traitement intense, démontre la meilleure élimination des matières colloïdales et des matières en suspension, permettant ainsi une stabilité des performances des membranes et surtout un meilleur moyen pour éviter le colmatage. De plus, Wilf et al [44] précisent qu'au niveau des stations de traitement de l'eau de mer par les membranes d'osmose inverse, un prétraitement membranaire par ultrafiltration et conventionnel par coagulation-floculation, filtre sable et de la microfiltration

cartouche est requis, afin de contrôler le colmatage des membranes, d'augmenter le flux du perméat et le taux de conversion.

Les travaux de Teng et al [52] ont évalué expérimentalement les performances du prétraitement, en termes d'indice de colmatage et des différentes mesures du flux du perméat, pression transmembranaire, le sel dissous totaux (TDS), colloïdes de silice et carbone organique total (TOC). Ce prétraitement fournit une bonne qualité du filtrat dont l'indice de colmatage reste constant (<3).

Actuellement, les procédés membranaires sont introduits dans le prétraitement précédant le système d'osmose inverse. Ces procédés permettent une production d'eau d'alimentation de faible teneur en sels dissous totaux (TDS), donc la réduction du colmatage et le prolongement de la durée de vie des membranes. Les avantages techniques d'un prétraitement par ultrafiltration et microfiltration, en amont d'une installation d'osmose inverse, ont été prouvés, par rapport aux procédés conventionnels, dans plusieurs études qui ont permis de conclure que l'ultrafiltration était le procédé le mieux adapté pour le contrôle du colmatage des membranes d'osmose inverse.

Dans leur étude comparative entre un prétraitement membranaire et un prétraitement conventionnel, Via et al [62] ont constaté que le prétraitement membranaire par microfiltration à fibre creuse d'une porosité égale à 0,1  $\mu\text{m}$ , permet de fournir une eau de bonne qualité par rapport à celle obtenue par le prétraitement conventionnel. Cette eau ayant une turbidité inférieure à 0,05 NTU et des valeurs constante de SDI, inférieures à 2. En outre, les expériences effectuées par Isaias [67] ont permis de conclure que les prétraitements physiques par filtration sur sable et filtration membranaire par l'ultrafiltration et microfiltration, sont des procédés adaptés pour contrôler le colmatage particulaire, organique, ainsi que le biocolmatage en amont du système d'osmose inverse.

L'intégration des membranes de la nanofiltration comme étant un prétraitement a été faite par Al-Sofi et al [79]. Ce qui a permis de réduire la dureté de l'eau d'alimentation du système d'osmose inverse. En outre, Hassan et al [68] ont démontré que le prétraitement de l'eau de mer du Golfe par nanofiltration en amont du système d'osmose inverse, fournit une eau de faible turbidité, réduit les microorganismes et le taux de sels dissous et produit une eau partiellement dessalée. Ils concluent que la nanofiltration réduit très bien le pouvoir colmatant de l'eau et ralentit ainsi le colmatage des membranes d'Osмосe inverse. De même, un prétraitement membranaire comprenant la microfiltration ou l'ultrafiltration, précédée par un prétraitement conventionnel par filtration bi-couches rapide, a été effectué par Gaid et al [7] au niveau de la station en Arabie Saoudite. Leurs résultats ont montré que la première étape du prétraitement avec la filtration bicouche a permis d'éliminer la turbidité et de réduire le SDI.

Les problèmes de fonctionnement de la station de Corso sont relatifs principalement au mauvais prétraitement, et à la lumière des différents travaux de recherche cités précédemment, nous avons décidé d'orienter nos travaux à l'échelle pilote afin de proposer un prétraitement adéquat qui puisse permettre d'améliorer la qualité de l'eau produite par cette station de Corso, conforme aux normes des eaux d'alimentation des membranes d'osmose inverse sans risque de les colmater. De ce fait, nous nous sommes intéressés dans cette troisième partie de l'étude, aux différents procédés qui permettent de réduire les particules colloïdales, les matières en suspension et la dureté, en l'occurrence, la coagulation-floculation, l'adoucissement chimique, la

filtration sur sable et les procédés à membranes par ultrafiltration. Cette partie de l'étude est présentée comme suit:

Dans le premier chapitre, nous abordons deux prétraitements chimiques : la coagulation-floculation et l'adoucissement par précipitation chimique afin de réduire la turbidité et la dureté de l'eau.

Le deuxième chapitre est consacré à l'étude physique de la filtration sur sable monocouche et bicouche de l'eau de mer pour améliorer la qualité de l'eau en termes de matière en suspension, ensuite, les meilleurs résultats de la filtration sur sable seront couplés avec la coagulation-floculation.

Dans le troisième chapitre, les procédés optimisés dans le premier et le deuxième chapitre, ont été associés à l'ultrafiltration afin d'améliorer la qualité de l'eau prétraitée.

# Chapitre I

## Prétraitements Chimiques de l'eau de mer

## I. COAGULATION FLOCCULATION

### 1. Introduction

La coagulation-floculation est très utilisée dans les stations de traitement des eaux potables pour l'élimination de la couleur, des matières en suspension et des composés organiques. Actuellement, les stations de dessalement ont recours à cette étape de prétraitement moyennant le plus souvent du chlorure ferrique comme coagulant et des floculants de type anionique [1].

Le prétraitement par coagulation-floculation de l'eau de mer en amont des membranes d'osmose inverse doit s'effectuer rapidement et de façon homogène dans tout le volume de l'eau, sous une vitesse d'agitation convenable. Dans le cas d'injection directe du coagulant et du floculant dans les conduites, il est obligatoire d'utiliser soit un bon système de dispersion rapide dans une zone de forte turbulence, soit des mélangeurs statiques ou mécaniques.

Dans cette partie d'étude, nous avons opté par la coagulation-floculation comme la première étape du prétraitement de l'eau brute. A cet effet, des essais expérimentaux ont été menés en ajoutant du chlorure ferrique comme coagulant et un polymère anionique comme floculant. L'efficacité de ce traitement a été présentée en s'intéressant à la turbidité. L'influence du pH ainsi que la concentration en chlorure ferrique sur la qualité de l'eau brute ont été étudiés. De même, l'influence du polymère a été présentée. Ces expériences ont été menées afin de déterminer les conditions optimales de la coagulation-floculation pour chaque valeur de turbidité initiale, à savoir, le pH, la concentration optimale du chlorure ferrique nécessaire à la réduction de la turbidité ainsi que la dose optimale du floculant anionique indispensable pour l'amélioration du rendement de la réduction des particules colloïdales.

### 2. Matériels et Méthodes

#### 2.1. Caractéristiques de l'eau de mer

Afin de mettre en évidence le changement climatique sur la mesure de la turbidité, nous avons effectué des prélèvements de l'eau de mer de Corso au cours de trois périodes différentes sur lesquelles on a effectué des essais de coagulation-floculation. Les caractéristiques de l'eau prélevée sont regroupées dans le tableau III.1.

**Tableau III.1:** Caractéristiques de l'eau de mer de la station de Corso pour les trois périodes de prélèvement

Paramètres	Dates des prélèvements		
	12/3/2006	7/5/2006	4/6/2006
Turbidité initiale (NTU)	5,4	8,36	2,3
Température (°C)	21,8	18,9	20,4
pH <sub>initial</sub>	8,19	8,21	8,22
Conductivité à 21°C (µS/cm)	56150	55900	56000
[HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	142	140	141
[CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ] (mg/L)	40	40,5	40

L'eau de mer prélevée durant les trois périodes présentées dans le tableau III.1 ont des caractéristiques physico-chimiques stables qui ne varient pas en fonction du temps, excepté les variations de turbidité.

La turbidité est un paramètre indésirable dans l'eau, il est donc nécessaire de maîtriser son élimination. Ceci nous a conduit à suivre des essais de coagulation-floculation pour déterminer les conditions optimales permettant la réduction maximale de la turbidité. Pour cela, nous avons recours aux essais du Jar-Test.

## 2.2. Essai du Jars-Test

Le dispositif expérimental du Jar-test comporte une série de six béciers muni chacun d'un agitateur à pales d'un litre de volume contenant les échantillons d'eau de mer. On introduit dans chaque bécier des concentrations variables de coagulant (chlorure ferrique) allant de 1 à 6 mg/L pour différentes valeurs de pH de 5, 6, 7 et de 8 et ce par l'ajout d'une solution d'acide chlorhydrique 1N. Le pH est ajusté après l'ajout de coagulant.

L'essai du Jar-Test comprend trois phases: dans la première, on ajoute la dose du coagulant sous une forte agitation à une vitesse de 250 tr/mn pendant une minute. Dans la seconde, on diminue la vitesse d'agitation jusqu'à 60 tr/mn qui sera maintenue pendant 15 mn. La dernière correspond à la phase de décantation et qui dure une demi-heure [20]. Des échantillons du surnageant sont ensuite prélevés afin de mesurer la turbidité, le pH et l'alcalinité.

Après avoir déterminé les conditions optimales du pH et la concentration en coagulant, un deuxième essai du Jar-Test est effectué pour différentes concentrations du floculant. La procédure suivie est la même, le floculant est rajouté au moment où la vitesse est réduite à 60 tr/mn.

## 2.3. Réactifs utilisés

Le coagulant utilisé est le chlorure ferrique FeCl<sub>3</sub> sous forme liquide de 38% de pureté et de densité 1,40. Le floculant est un polyelectrolyte anionique Medaflock. Ces deux réactifs sont utilisés au niveau de la station de Corso.

## 2.4. Paramètres d'estimation de la qualité de l'eau

Les paramètres suivis pour évaluer la qualité de l'eau traitée au cours de cette étude sont: la turbidité, le pH et l'alcalinité.

### 2.4.1. Turbidité

La turbidité est un paramètre d'indicateur de présence particulières dans l'eau, qui nous renseigne indirectement sur la présence de microorganismes, la teneur en particules colloïdale et solide en suspension, les mesures de la turbidité sont effectuées à l'aide d'un turbidimètre de type MERCK Turbiquant 1500T.

### 2.4.2. pH

Le pH est un paramètre qui caractérise l'acidité ou la basicité de l'eau. La mesure régulière est indispensable pour l'exploitation de certaines installations de traitement dans le but de contrôler la qualité des eaux pour diverses utilisations. En effet, le pH est mesuré avec un pH-mètre Hanna.

Pour ce qui est des analyses physico-chimiques, à savoir, la détermination des concentrations des ions calciques, magnésiques et sulfatés, des sels dissous totaux (TDS) sont présentés dans l'annexe.

### 2.4.3. Alcalinité

L'alcalinité de l'eau se mesure par la quantité d'acide chlorhydrique de 0,1 N, qu'il faut ajouter pour neutraliser l'eau à analyser jusqu'au niveau de pH = 8,3 afin de déterminer le titre alcalimétrique (TA), et à pH égale à 4,3 pour calculer le titre alcalimétrique complet (TAC).

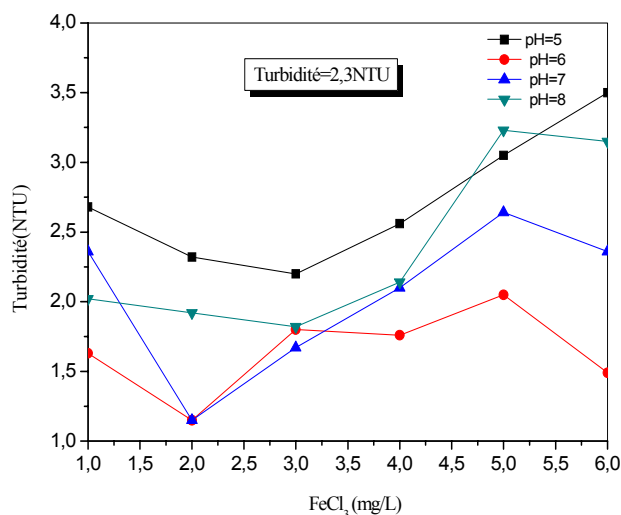
## 3. Résultats et discussions

### 3.1. Détermination de la concentration optimale du coagulant

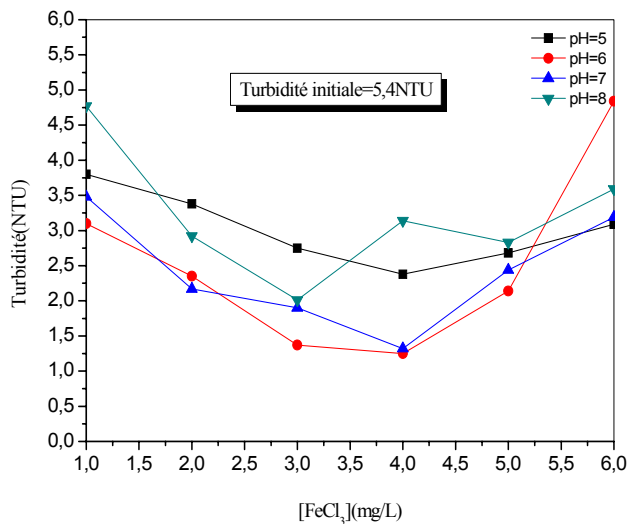
La première étape du Jar-Test a été réalisée en présence du coagulant seulement avec de l'eau de mer. Les expériences sont effectuées dans des conditions opératoires fixées à savoir : la vitesse et le temps d'agitation pour des concentrations variables de  $\text{FeCl}_3$  allant de 1 à 6 mg/L.

Les résultats de la turbidité finale, de l'alcalinité et notamment du  $\text{pH}_f$  obtenus en fonction des concentrations en chlorure ferrique pour différentes valeurs du pH ajusté sont présentés dans la section suivante.

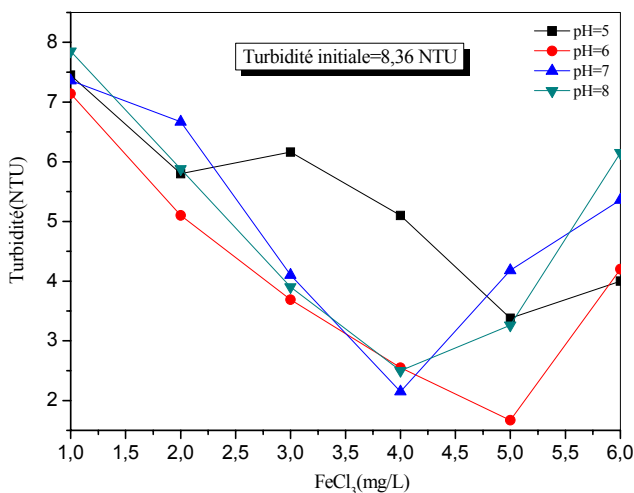
Les figures III.1 représentent pour chaque valeur de la turbidité initiale de l'eau (2,3 NTU; 5,4 NTU et 8,36 NTU) l'évolution de la turbidité finale en fonction de la concentration du coagulant, à différentes valeurs du pH (5, 6, 7 et 8).



(a) Turbidité initiale = 2,3 NTU



(b) Turbidité initiale = 5,4 NTU



(c) Turbidité initiale = 8,36 NTU

**Figure III.1 :** Influence du pH sur l'évolution de la turbidité en fonction de la concentration du coagulant pour différentes valeurs de la turbidité initiale.

D'après les figures III.1a, b et c, nous avons remarqué une réduction de la turbidité correspondant à la déstabilisation des particules colloïdales quelque soit la valeur du pH du milieu. Cependant, une turbidité minimale est constatée dans l'intervalle de la concentration optimale du coagulant; celle-ci correspond à la neutralisation maximale des charges électriques de la solution. Néanmoins, au delà de la dose optimale, la turbidité augmente, ce qui signifie une réstabilisation des particules colloïdales.

Les figures montrent que le coagulant est plus efficace pour un pH égal à 6 et pour des doses optimales du coagulant de 2 mg/L, 4 mg/L et 5 mg/L avec de faibles turbidités qui varient respectivement de 1,15 NTU, 1,05 NTU et 1,47 NTU, ceci correspond à des taux d'efficacité respectifs de 50%, 80,55 % et 82,41 % ; les turbidités initiales sont respectivement de 2,3 NTU, 5,4 NTU et 8,36 NTU. Pour des pH inférieurs ou supérieurs à 6, nous avons une mauvaise élimination de la turbidité.

### 3.1.1. Effet du pH initial du milieu

Les Figures III 1 a, b et c indiquent que l'élimination de la turbidité par la coagulation au sel de fer est meilleure à un pH légèrement acide (pH égal à 6) qu'à des pH neutre et basiques.

Le pH a une influence sur la réduction des matières colloïdales et organiques. Une diminution du pH provoque une augmentation de la taille des particules qui deviennent plus hydrophobes avec une augmentation de la solubilité des hydroxydes. De ce fait, la détermination du pH optimal est importante, au delà duquel les protons évitent l'interaction entre les matières colloïdes et les hydroxydes métalliques.

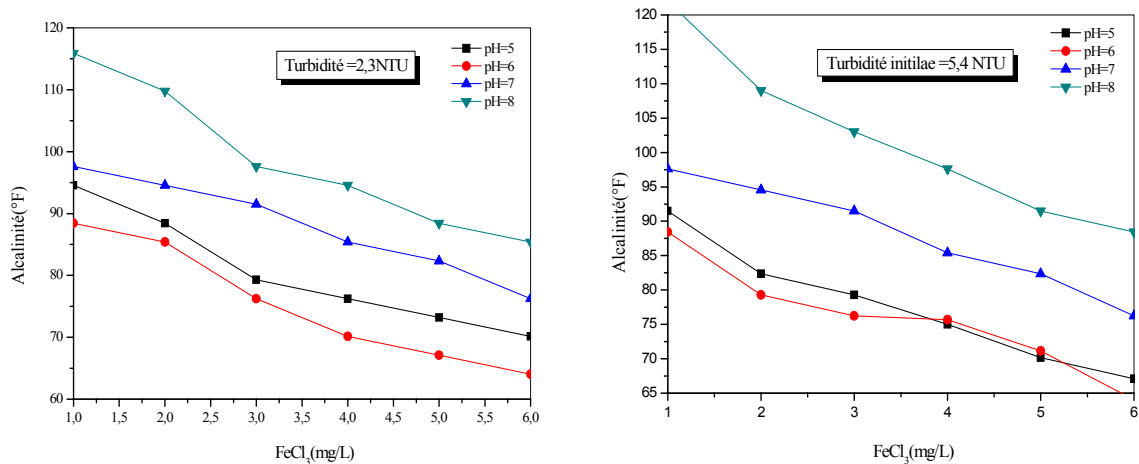
Le pH optimal correspond à une solubilité minimale de l'hydroxyde de fer. En effet, Lefebvre et al [69] ont indiqué que le rendement optimal d'élimination de la matière organique par coagulation-floculation avec l'aluminium ou le fer, est obtenu pour des pH de 4,5 à 5,5. Aussi, l'étude de coagulation-floculation des matières organiques à base d'acides humiques par le chlorure ferrique à différents pH et à différents rapport molaire (matière organique/fer), réalisée par Rahni et al [51], montre que la zone optimale pour l'élimination de ces composées, correspond aux valeurs de pH situé entre 5,5 et 6 avec un faible rapport molaire.

L'effet du pH de coagulation sur la réduction des matières organiques de l'eau de réservoir a été également étudié par Jian-Jun Qin et al [21]. Leurs résultats ont montré que les conditions optimales pour la réduction de matières organiques ont été observées à un pH de 5,2 et une concentration d'aluminium de 5 mg/L, avec un taux de réduction de 45 % de DCO et à 97 % de la turbidité. Un taux de réduction de 35 % a été observé à pH=7,2. De ce fait, le contrôle du pH est important pour la réduction de la turbidité.

### 3.1.2. Evolution de l'alcalinité de l'eau en fonction de la concentration du coagulant

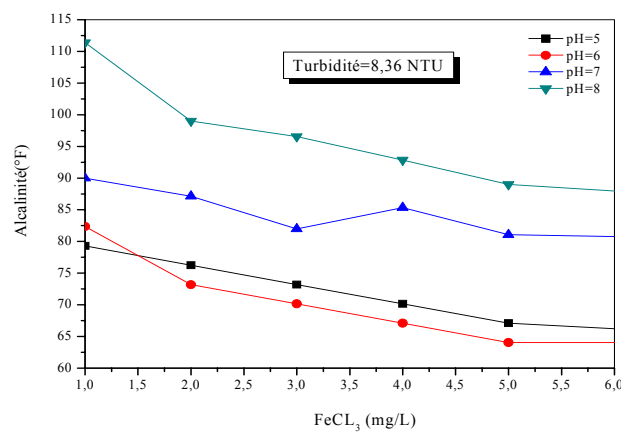
L'eau de mer est un milieu alcalin contenant des hydrogénocarbonates alcalins ( $\text{HCO}_3^-$ ) à une teneur égale à 140 mg/L. Pendant le traitement par coagulation nous avons analysé l'alcalinité par alcalimétrie complète de l'eau TAC, en vue de présenter l'influence de la

concentration du coagulant sur l'alcalinité de l'eau. Les figures III.2 a, b et c, illustrent la variation de l'alcalinité en fonction de la concentration du coagulant pour chaque valeur de la turbidité initiale.



(a) Turbidité initiale = 2,3 NTU

(b) Turbidité initiale = 5,4 NTU

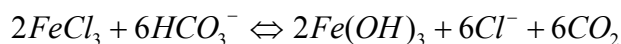
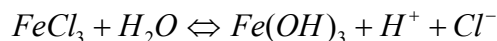


(c) Turbidité initiale = 8,36 NTU

**Figure III.2:** Évolution de l'alcalinité en fonction de la concentration du coagulant pour différentes valeurs initiales de la turbidité

Nous constatons d'après les figures III.2 que l'introduction du chlorure ferrique dans l'eau provoque une chute de l'alcalinité. Cette chute est interprétée par une réaction chimique où le fer

réagit avec l'hydrogencarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) de l'eau et produit des précipités insolubles sous forme d'un précipité.



Lors de la réaction de l'hydrolyse du coagulant, il y a l'apparition de  $\text{H}^+$  qui provoque une baisse du pH et une consommation de l'alcalinité [18].

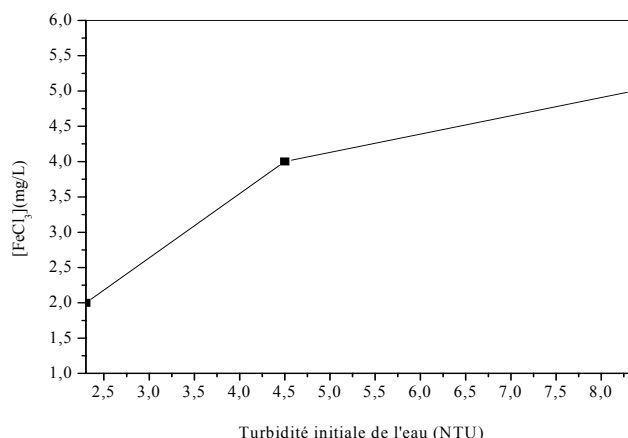
La baisse de l'alcalinité se traduit par une chute du pH donc par une acidification de l'eau, celle-ci peut perturber la réaction d'hydrolyse du coagulant. Cependant, l'acidité du milieu est vérifiée avant et après la coagulation pour ne pas sortir de la plage optimale du pH de précipitation du coagulant.

Les figures III.2 a, b et c montrent, que la neutralisation des charges présentes dans l'eau avec un coagulant est basée sur une réaction chimique. De ce fait, nous pouvons conclure que la coagulation est un procédé chimique.

### 3.1.3. Relation entre la turbidité initiale de l'eau et la concentration optimale en coagulant

La turbidité mesure la quantité des particules de la matière en suspension et de la matière colloïdale indésirable présentes dans l'eau ; elle peut être constante pour les eaux souterraines comme elle peut varier pour les eaux de surface (eau de mer) selon les conditions climatiques. En effet le traitement de ces eaux nécessite l'élimination des colloïdes qui exige l'introduction du coagulant en respectant les conditions optimales. Il est encore évident qu'il y'a une relation entre la turbidité initiale de l'eau et la concentration du coagulant ajoutée.

Cependant la figure III.3, qui représente la variation de la concentration optimale en coagulant en fonction de la turbidité initiale de l'eau, affirme que la dose optimale du chlorure ferrique augmente au fur et à mesure avec la turbidité initiale de l'eau. Ce qui nous amène à dire que chaque turbidité de l'eau a des conditions optimales spécifiques pour réaliser un meilleur traitement par coagulation.



**Figure III. 3:** Variation de la concentration optimale du coagulant ( $\text{FeCl}_3$ ) en fonction de la turbidité initiale de l'eau

### 3.2. Détermination de la concentration optimale du flocculant

Après la coagulation, l'amélioration des performances de la réduction de la turbidité peut se faire par une floculation en favorisant les collisions entre les microflocs formés qui constituent des particules emprisonnées par les hydroxydes précipités. Une fois agglomérés par l'ajout d'un flocculant, ces microflocs deviennent plus gros et forment des flocons qui sédimenteront plus rapidement.

Une étude de Tambo [70] qui présente les principaux mécanismes de la coagulation-floculation, montre l'importance de l'ajout d'un polymère sur la formation des flocs et sur leur décantation. L'évaluation de l'impact de l'utilisation d'un polymère sur la floculation a été étudiée par Adachi [71]. Ses résultats ont montré que le taux de floculation est amélioré lorsqu'on utilise un polymère anionique avec un sel d'aluminium comme coagulant. Ces résultats ont été confirmés par Tambo [70].

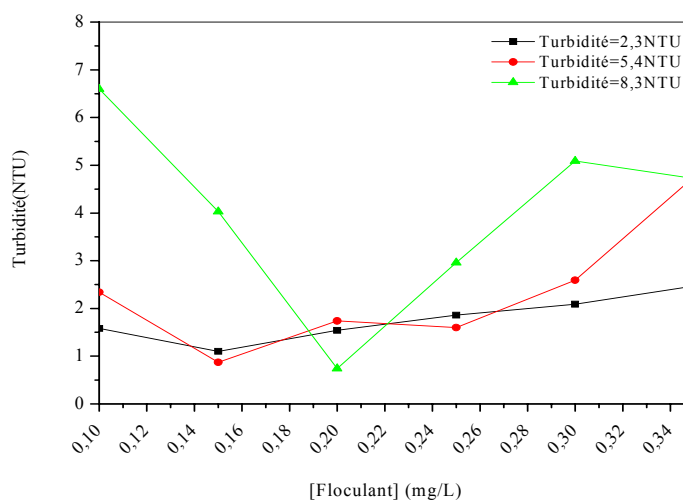
L'utilisation d'un polyélectrolyte en association avec un sel d'aluminium, réalisée par Narkis et al [72], indique que l'utilisation d'un polymère non-ionique est plus efficace à cause de sa stabilité et de sa charge neutre. Lorsqu'ils sont utilisés avec des sels d'aluminium, les polymères anioniques et non-ioniques sont plus performants que les polymères cationiques.

Brejchova et al [73] ont montré que le temps entre l'ajout du coagulant et de flocculant a un impact important lorsque les sels de fer sont utilisés. Un temps d'environ 60 secondes entre l'ajout des deux produits permet d'obtenir des taux d'élimination de la turbidité plus élevés.

Des expériences associant le coagulant et le polymère ont alors été effectuées pour chaque valeur de la turbidité initiale de l'eau de mer, 2,3 NTU, 5,4 NTU et 8,36 NTU. Les concentrations adoptées pour le chlorure ferrique sont celles optimisées précédemment : 2 mg/L, 4 mg/L et 5 mg/L respectivement. Les doses du polymère anionique ajoutées vont de 0,1 à 0,35 mg/L. Notons, que les expériences du couplage Coagulation-Floculation ont été réalisées à un pH optimal égale à 6.

A partir des conditions optimales de pH et de la concentration en coagulant déterminée précédemment, une deuxième étape de l'essai du Jar-test a été effectuée.

La figure III.4, présente l'évolution de la turbidité en fonction de la concentration du floculant, pour différentes valeurs de la turbidité initiale après addition du coagulant.



**Figure III.4:** Evolution de la turbidité en fonction de la concentration du floculant pour différentes valeurs de turbidité initiale

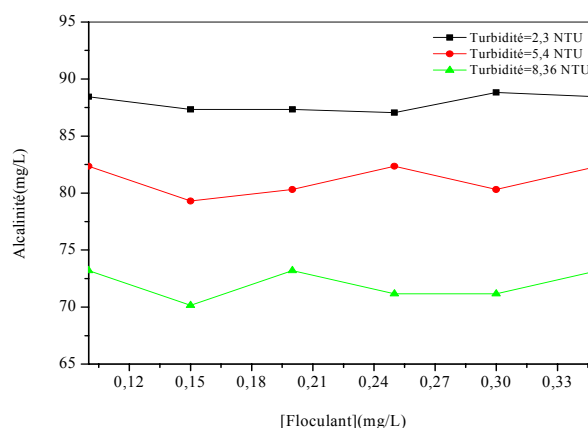
La figure III.4 montre que l'introduction du floculant dans l'eau influe sur la réduction de la turbidité quelle que soit la valeur de la turbidité initiale de l'eau. La formation de flocons plus denses et décantables explique l'amélioration de la réduction de la turbidité comparativement à l'utilisation du coagulant seul. Les résultats obtenus sont de 1,1 NTU, 0,87 NTU et 0,54 NTU, ce qui correspond respectivement à des taux d'élimination de 52,17 %, 83,88 % et 93,54 % pour chaque valeur de la turbidité initiale (2,3 NTU, 5,4 NTU et 8,36 NTU).

Les résultats obtenus montrent que la valeur optimale de la concentration du floculant correspond à une turbidité minimale où les flocons sont tous agglomérés. Au delà de cette valeur, nous remarquons une augmentation de la turbidité en raison de l'absence des colloïdes ou des flocons agglomérés, donc il est évident que dans ce cas les floculants restent en suspension et peuvent être considérés comme des colloïdes.

L'amélioration des résultats de la réduction de la turbidité est obtenue à des doses de floculant relativement faibles de 0,15 mg/L, 0,15 mg/L et 0,2 mg/L, correspondant respectivement aux valeurs de la turbidité initiale de l'eau: 3,36 NTU, 5,4 NTU et 8,36 NTU.

### 3.2.1. Influence du floculant sur l'alcalinité de l'eau

La figure III.5, représente l'évolution de l'alcalinité en fonction de la concentration du floculant pour différentes valeurs de la turbidité initiale.



**Figure III.5:** Evolution de l'alcalinité en fonction de la concentration du floculant pour différentes valeurs de turbidités initiales

Cette figure montre que l'alcalinité est pratiquement stable pour toutes les concentrations du floculant. Donc l'ajout de floculant n'a aucun effet sur l'alcalinité, ceci peut être expliqué par l'absence de réactions chimiques entre l'eau et le floculant.

En effet, la floculation permet d'agglomérer et d'agréger les flocons formés en coagulation pour constituer des flocons plus denses qui décantent aisément par un mécanisme physique.

## 4. Conclusion

La combinaison du floculant avec le coagulant donne une meilleure élimination de la turbidité qu'en utilisant le coagulant seul.

A partir des résultats obtenus dans cette partie, nous avons constaté que les conditions optimales du pH pour chaque valeur de la turbidité initiale de l'eau brute sont égales à pH=6.

Néanmoins, les résultats de la coagulation-floculation de l'eau de mer de la région de Corso à différentes valeurs de la turbidité, par le chlorure ferrique et le polymère anionique, montrent que les conditions optimales de l'élimination de la turbidité est comme suit:

- Turbidité = 2,3 NTU: La coagulation-floculation est efficace à une concentration du coagulant  $\text{FeCl}_3$  égale à 2 mg/L et une concentration du floculant égale à 0,15 mg/L, on obtient une faible valeur de la turbidité égale à 1,1 NTU, soit un taux d'efficacité de 52,17% ;

- Turbidité = 5,4 NTU: La coagulation-floculation est efficace à une concentration du coagulant  $\text{FeCl}_3$  égale à 4 mg/L et une concentration du floculant de 0,15 mg/L, on obtient une faible valeur de la turbidité égale à 0,87 NTU, soit un taux de d'efficacité de 82,88%;
- Turbidité = 8,36 NTU: La coagulation-floculation est efficace à une concentration du coagulant  $\text{FeCl}_3$  égale à 5 mg/L et une concentration du floculant de 0,2 mg/L, on obtient une faible valeur de la turbidité égale à 0,54 NTU, soit un taux de l'efficacité de 93,54%.

Au cours de l'essai du Jars-Test, l'ajout du coagulant provoque une chute de l'alcalinité qui est justifiée par la diminution du pH finale de l'eau, par contre avec l'ajout du floculant, l'alcalinité et le pH restent stables. Ceci s'explique par le faite que la coagulation est un traitement chimique alors que la floculation est un traitement physique.

En définitif, nous pouvons résumer qu'avec des conditions optimales de la concentration du coagulant ( $\text{FeCl}_3$ ), du polymère anionique et une valeur bien ajustée du pH du milieu, les colloïdes se neutralisent et s'agglomèrent afin de former des flocons plus denses et décantables. Les principaux facteurs influençant l'efficacité de la coagulation-floculation sont la concentration du coagulant et du floculant, le pH du milieu et la turbidité initiale de l'eau.

## II. ADOUCISSEMENT PAR PRÉCIPITATION CHIMIQUE

### 1. Introduction

Le colmatage inorganique des membranes d'osmose inverse est relativement causé par la présence des ions bivalents, principalement le calcium, le magnésium et les sulfates, présents en grandes concentrations dans les eaux de mer [74]. De ce fait, la réduction de ces ions est importante, elle se fait en utilisant des procédés par adoucissement par précipitation chimique, adoucissement par résines échangeuses d'ions ou bien par un traitement membranaire par nanofiltration.

L'objectif principal de cette partie d'étude est d'appliquer l'un de ces procédés à savoir, l'adoucissement chimique de l'eau de mer comme étant un prétraitement pour réduire la dureté calcique, magnésique et les sulfates de l'eau d'alimentation en amont du système d'osmose inverse, afin d'éviter le colmatage à la surface des membranes avec la formation des dépôts de carbonates de calcium et de magnésium ainsi que des dépôts de sulfates de calcium et de magnésium.

A cet effet, nous avons testé trois réactifs de précipitation chimique: la chaux, le carbonate de sodium et l'hydroxyde de sodium. La détermination des conditions optimales est effectuée pour chaque réactif à savoir: la concentration minimale et la meilleure réduction de la dureté.

### 2. Matériels et méthodes

#### 2.1. Analyse de l'eau de mer

Les résultats de l'analyse de l'eau de mer prélevée de la station de Corso de la Willaya de Boumerdes le 20/06/2006 sont reportés dans le Tableau III.2.

**Tableau III.2:** Caractéristiques de l'eau de mer de Corso.

Paramètres	Valeurs moyenne
Turbidité en NTU	1,89
pH	8,20
Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	480
Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	1529
Dureté totale TH (°F)	746,4
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	140,14
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	40
TDS à 20,8 °C (mg/L)	36299,04

L'eau de mer de la région de Corso selon le tableau III.2, présente un caractère entartrant dont la concentration de calcium est de 480 mg/L et celle du magnésium est de 1529 mg/L, avec une dureté totale importante, égale à 746,44 °F. Cette dureté peut favoriser la précipitation au niveau des membranes d'osmose inverse sous forme de CaCO<sub>3</sub> et MgCO<sub>3</sub>, qui conduisent au colmatage.

## 2.2. Paramètres d'estimation de la qualité de l'eau

### 2.2.1. Sels dissous totaux (TDS)

Le TDS est un paramètre qui présente la quantité de substances inorganiques dissoute dans l'eau. La mesure de ce paramètre a été calculée à partir de la somme des ions bivalents («calcium, magnésium, sulfates, carbonate) et monovalent (sodium, potassium et chlorure) de l'eau qui sont présentées dans l'annexe.

### 2.2.2. Dureté de l'eau

La dureté est due à la présence d'ions bivalent surtout le calcium, le magnésium et les sulfates. Les mesures de la dureté calcique, magnésique et sulfatée sont présentées dans l'annexe.

## 2.3. Réactifs

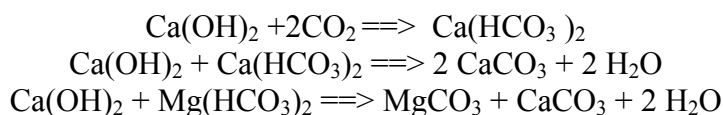
Trois réactifs ont été testés: la chaux, le bicarbonate de sodium et l'hydroxyde de sodium. Les expériences ont été effectuées comme suit:

La détermination des conditions optimales de précipitation pour chaque réactif, en appliquant la méthode du Jar-Test. Les réactifs sont introduits dans une série de six Bêcher contenant l'eau de mer, avec des concentrations allant de 500 à 3000 mg/L, sous une vitesse d'agitation égale à 100 tr/min, durant 15 min. à la fin de l'agitation, le contenu de chaque Bêcher est laissée au repos pendant 45 min. Après cette étape de décantation, on peut procéder à l'analyse du surnageant prélevé.

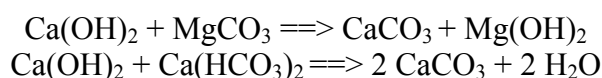
## 3. Résultats et discussions

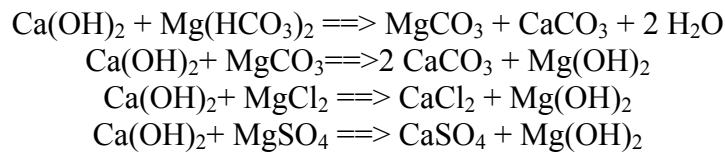
### 3.1. Adoucissement à la chaux

L'adoucissement à la chaux est le procédé de précipitation basé sur l'utilisation de la chaux et consiste à la précipitation de la dureté carbonatée (temporaire) qui correspond au calcium et au magnésium lié au carbonate ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), ( $\text{HCO}_3^-$ ) et ( $\text{OH}^-$ ) sous forme de précipité de carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) et de magnésium ( $\text{MgCO}_3$ ) et d'hydroxyde de calcium ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) et de magnésium ( $\text{Mg(OH)}_2$ ), ou les deux à la fois, elle n'exerce aucune influence sur la dureté non carbonatée [19]. Les réactions chimiques sur laquelle repose ce procédé sont les suivantes :



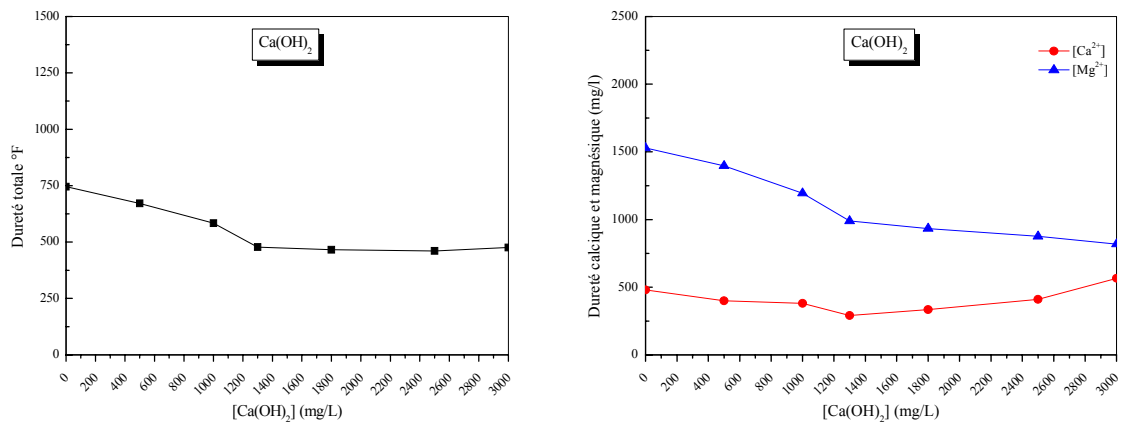
Or, le carbonate de magnésium est relativement soluble. Un excès de chaux conduira donc à la réaction :



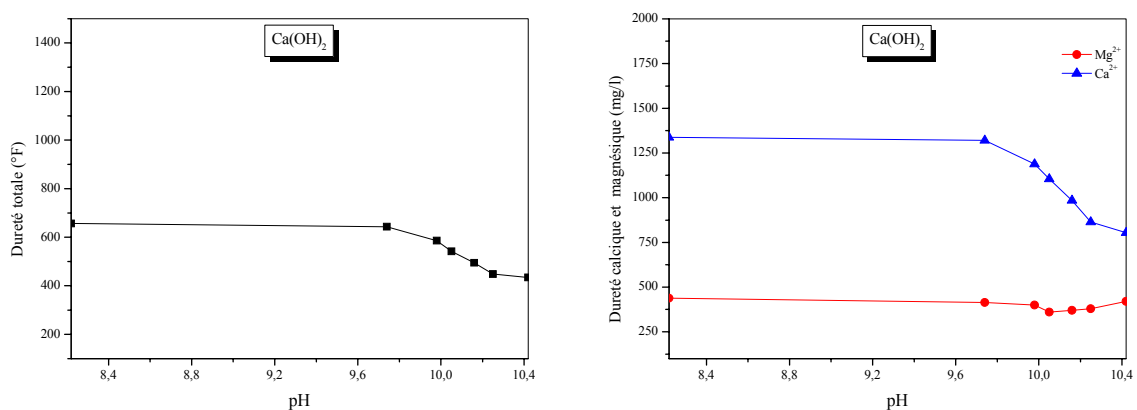


### 3.1.1. Réduction de la dureté

Les figures III.6 illustrent l'évolution de la dureté de l'eau de mer en fonction de la concentration de la chaux (figure III.6 a) et du pH du milieu (figure III.6 b). L'addition de la chaux à une concentration égale à 1800 mg/L dans l'eau de mer provoque une précipitation optimale de calcium et de magnésium correspondant à un pH égale à 10,16, avec un taux de réduction de calcium égale à 38,98% et de magnésium égale à 30,41% pour un taux de réduction de la dureté totale qui est égale à 36,88%; au-delà de cette concentration, la dureté magnésique diminue contrairement à la dureté calcique qui augmente.



(a) Concentration

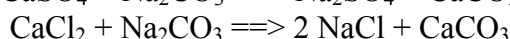
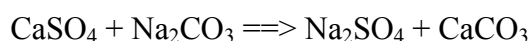


(b) pH

Figure III.6: Évolution de la dureté en fonction de la concentration de la chaux et du pH du milieu

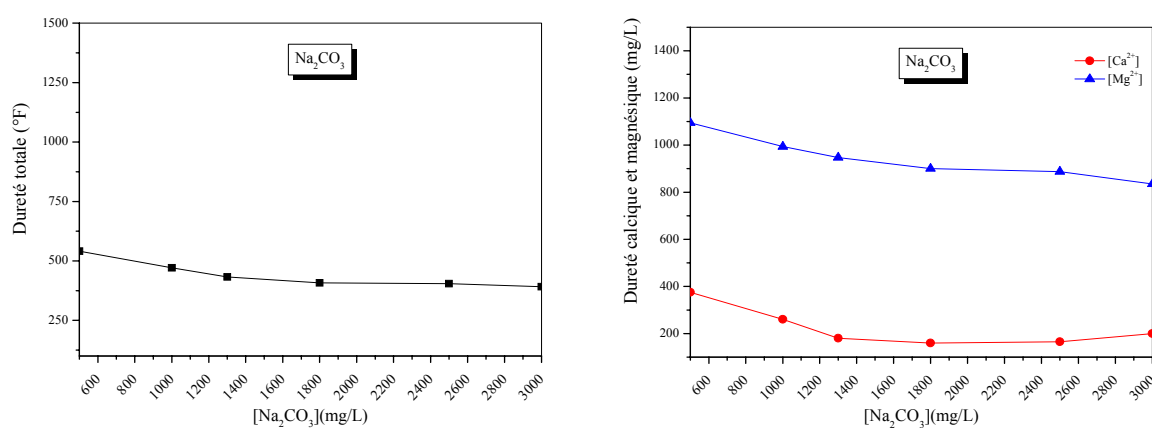
### 3.2. Adoucissement par le carbonate de sodium

L'emploi du carbonate de sodium ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) permet de réduire la dureté permanente (non carbonatée), c'est-à-dire la présence des ions de calcium ( $\text{Ca}$ ) et de magnésium ( $\text{Mg}$ ) correspondant à des anions forts [19]. Pour ce faire, on utilise du carbonate de sodium ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) à froid. Cette élimination peut être associée avec la précipitation des bicarbonates de calcium et de magnésium par la chaux (décarbonatation à la chaux). Elle se fait suivant les réactions :

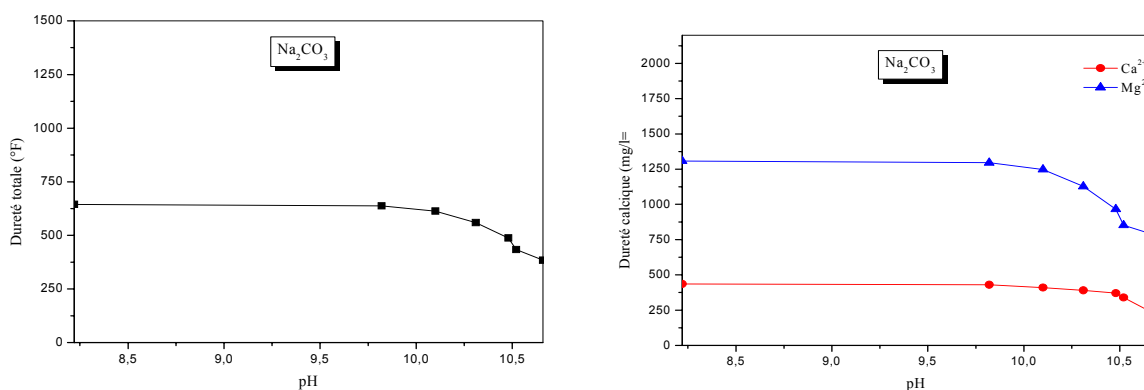


#### 3.2.1. Réduction de la dureté

La figure III.7 représente l'évolution de la dureté totale, calcique et notamment magnésique en fonction de la concentration du carbonate de sodium (figure III.7 a) et en fonction du pH (figure III.7 b). En effet, ces figures indiquent une réduction de la dureté totale, calcique et magnésique, qui correspond à la réaction de précipitation du bicarbonate de sodium avec les ions de calcium et de magnésium.



(a) Concentration



(b) pH

**Figure III.7:** Évolution de la dureté en fonction de la concentration du carbonate de sodium et du pH du milieu

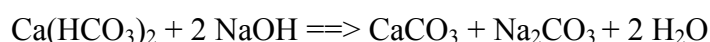
L'introduction du carbonate de sodium ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) est plus efficace à la concentration optimale de 1800 mg/L, qui correspond à un pH égal à 10,48; avec un taux de réduction maximum de la dureté calcique, magnésique et totale respectivement égales à 66,66 %, 41,14 % et 47,23 %.

En comparant avec les résultats obtenus en utilisant la chaux, nous constatons que la réduction de la dureté par utilisation du carbonate de sodium est plus efficace.

L'adoucissement chimique par le carbonate de sodium donne une meilleure élimination des ions bivalents, comparé à la précipitation par la chaux.

### 3.3. Adoucissement par l'hydroxyde de sodium

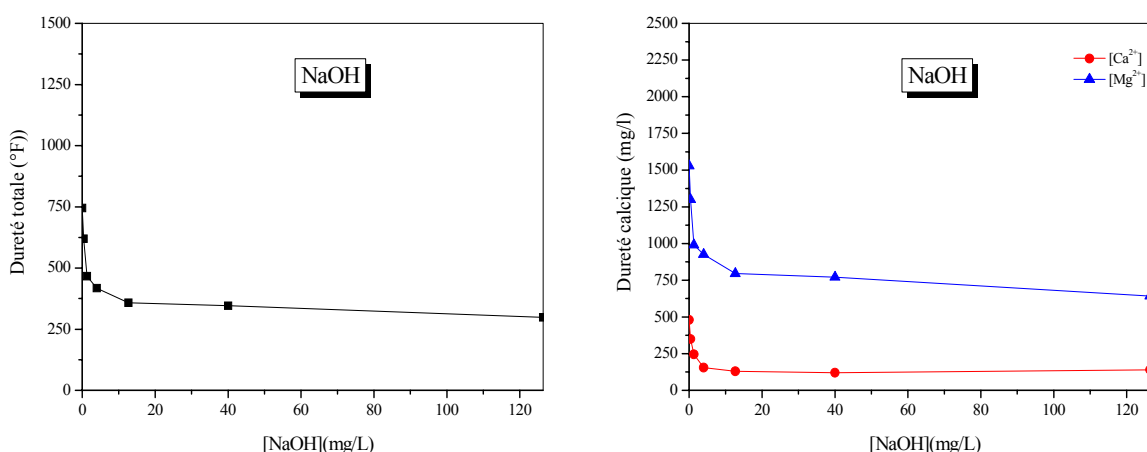
L'adoucissement par la soude caustique consiste à éliminer les deux types de la dureté temporaire et permanente. La première réaction (réaction de base) consiste en un ajout de soude pour réagir avec les hydrogénocarbonates de calcium :



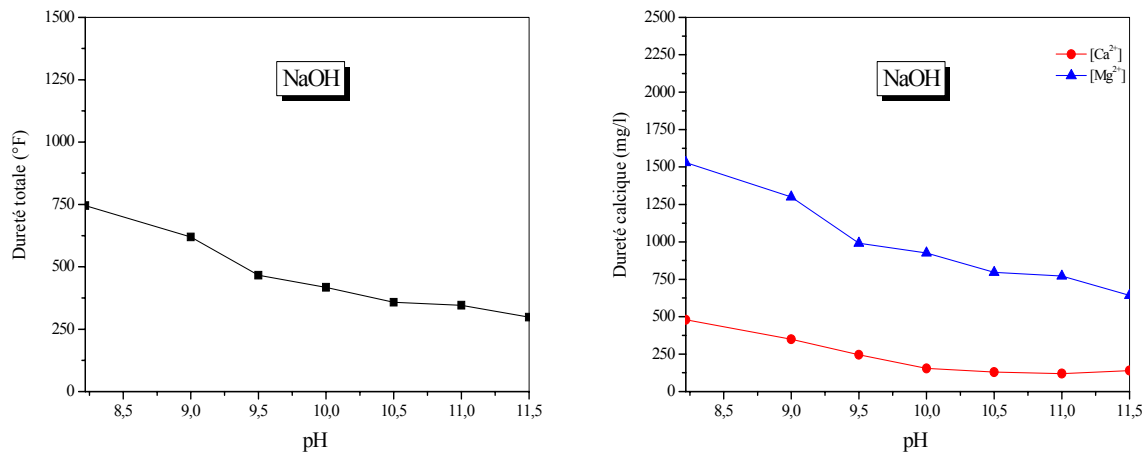
La précipitation du carbonate de calcium s'accompagne de la formation de carbonate de sodium qui réagira sur la dureté permanente suivant les réactions du paragraphe précédent. [1]

#### 3.3.1. Réduction de la dureté

Dans le cas de l'hydroxyde de sodium, la figure III.8 représente l'évolution de la dureté calcique, magnésique et totale en fonction de la concentration de l'hydroxyde de sodium (figure III.8 a) et en fonction du pH (figure III.8 b). L'addition de l'hydroxyde de sodium à l'eau de mer permet d'obtenir une bonne réduction de la dureté comparant à celle des deux types de précipitations précédentes (chaux et carbonate de sodium). Le taux de réduction optimale de la dureté calcique, magnésique et total est de l'ordre de 75%, 56,6% et 55,64% pour une concentration maximale de la soude égale à 40 mg/L, correspondant à un pH égal à 11.



(a) Concentration



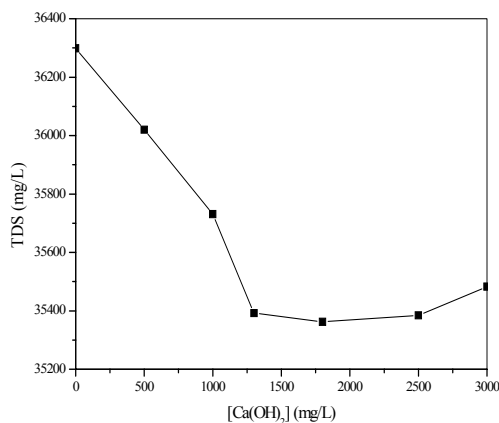
(b) pH

**Figure III.8:** Evolution de la dureté en fonction de la concentration du NaOH

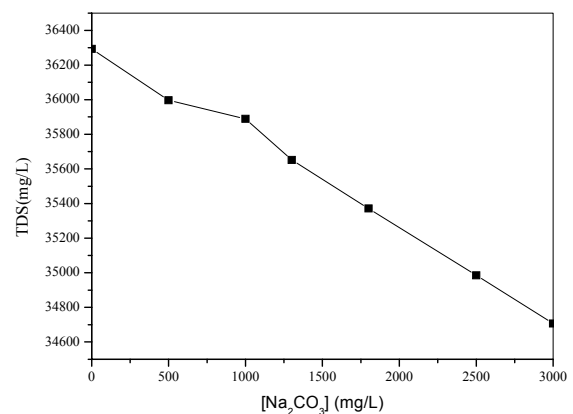
### 3.4. Réduction des sels totaux dissous (TDS)

La figure III.9 représente l'évolution du taux des sels dissous en fonction de la concentration de la chaux (figure III.9 a), du carbonate de sodium (figure III.9 b) et de l'hydroxyde de sodium (figure III.9 c).

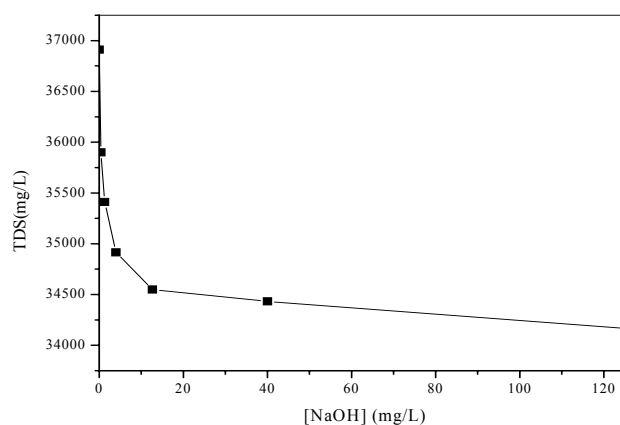
D'après cette figure, on remarque que dans le cas du traitement de l'eau par adoucissement à l'hydroxyde de sodium, avec une faible concentration, permet d'obtenir une réduction des sels totaux dissous dans l'eau de mer, supérieure à celle obtenue par l'adoucissement à la chaux et au carbonate de sodium.



(a) Chaux



(b) Carbonate de sodium



(c) Hydroxyde de sodium

**Figure III.9:** Evolution des sels dissous totaux (TDS) en fonction de la concentration du réactif

Un taux de réduction de sel totaux dissous de 5,12 % est obtenu pour une concentration de la soude caustique inférieure à 40 mg/L, alors qu'un taux d'élimination de 3,29 % est enregistré pour le cas du carbonate de sodium avec une concentration égale à 1800 mg/L, quant au cas de la chaux, la réduction des sels totaux dissous est de 2,56 % pour une concentration de 1800 mg/L.

## 8. Conclusion

Le prétraitement de l'eau de mer par adoucissement chimique a permis de réduire la dureté totale de l'eau à un taux égal à 36,88 % pour une concentration optimale de la chaux égale à 1800 mg/L, un taux de réduction de 41,137 % a été obtenu pour une concentration optimale de carbonate de sodium de 1800 mg/L et un taux de réduction de 55,64 % a été obtenu avec l'utilisation de 40 mg/L de soude caustique.

Le meilleur résultat en terme de réduction de la dureté de l'eau de mer avec la plus faible formation de boues et une faible augmentation de la turbidité, est constaté lors du prétraitement par l'adoucissement par la soude caustique seule. L'adoucissement par précipitation chimique de l'eau de mer, caractérisée par une forte dureté totale initiale de 746,4 °F, a permis d'aboutir à une valeur finale de 395,2 mg/L dans le cas où nous avons utilisé la soude caustique ; ce résultat est appréciable, sachant qu'il correspond à un coût limité.

Les résultats obtenus montrent l'infructuosité de la méthode, vu les faibles taux d'élimination de la dureté ainsi que l'augmentation importante de la turbidité et du volume des boues.

Dans tous les cas testés, le prétraitement par l'adoucissement conduit à une augmentation de la turbidité qui peut causer un colmatage des membranes d'osmose inverse. De ce fait, nous pouvons conclure que l'utilisation de l'adoucissement chimique comme prétraitement de l'eau de mer en amont de l'osmose inverse n'est pas fiable pour protéger les membranes contre le colmatage inorganique. Pour cela, le traitement membranaire par nanofiltration est recommandé.

# Chapitre II

## Prétraitement Physique par filtration sur sable

## PRETRAITEMENT PHYSIQUE PAR FILTRATION SUR SABLE

### 1. Introduction

Le traitement de l'eau de mer par coagulation-floculation permet d'éliminer des particules colloïdales en suspension; mais il reste une fraction importante de ces particules ou bien des floccs formés par la coagulation-floculation qui ne sont pas éliminés. Pour cela, nous nous sommes intéressés à la technique de la filtration sur sable comme étant une étape principale pour augmenter l'efficacité du prétraitement de l'eau de mer, afin d'éviter le risque du colmatage colloïdale des membranes d'osmose inverse.

Notre étude a pour but d'améliorer la qualité de l'eau qui alimente les membranes d'osmose inverse sans risque de colmatage et cela par un prétraitement physique de la filtration sur sable, permettant la réduction de la turbidité qui est liée à la teneur en matière en suspension. Cette étude a été réalisée sur un pilote de filtration monocouche et bicouche de sable-anthracite. Plusieurs paramètres de fonctionnement ont été expérimentés afin d'améliorer les performances de la filtration de l'eau.

L'impact de la filtration directe sur la qualité de l'eau à traiter a été étudié par filtration sur monocouche puis par filtration sur bicouche. Les conditions de fonctionnement de la filtration ont été étudiées en faisant varier la hauteur du lit du matériau filtrant, le débit de l'eau d'alimentation et la granulométrie du matériau afin d'optimiser le filtre et ce en réduisant au maximum la turbidité et les matières en suspension de l'eau de mer. Les conditions optimales de la filtration monocouche ont été utilisées pour effectuer la filtration bicouche de sable-anthracite.

Les conditions optimales de fonctionnement de la filtration directe ont été appliquées sur la filtration indirecte.

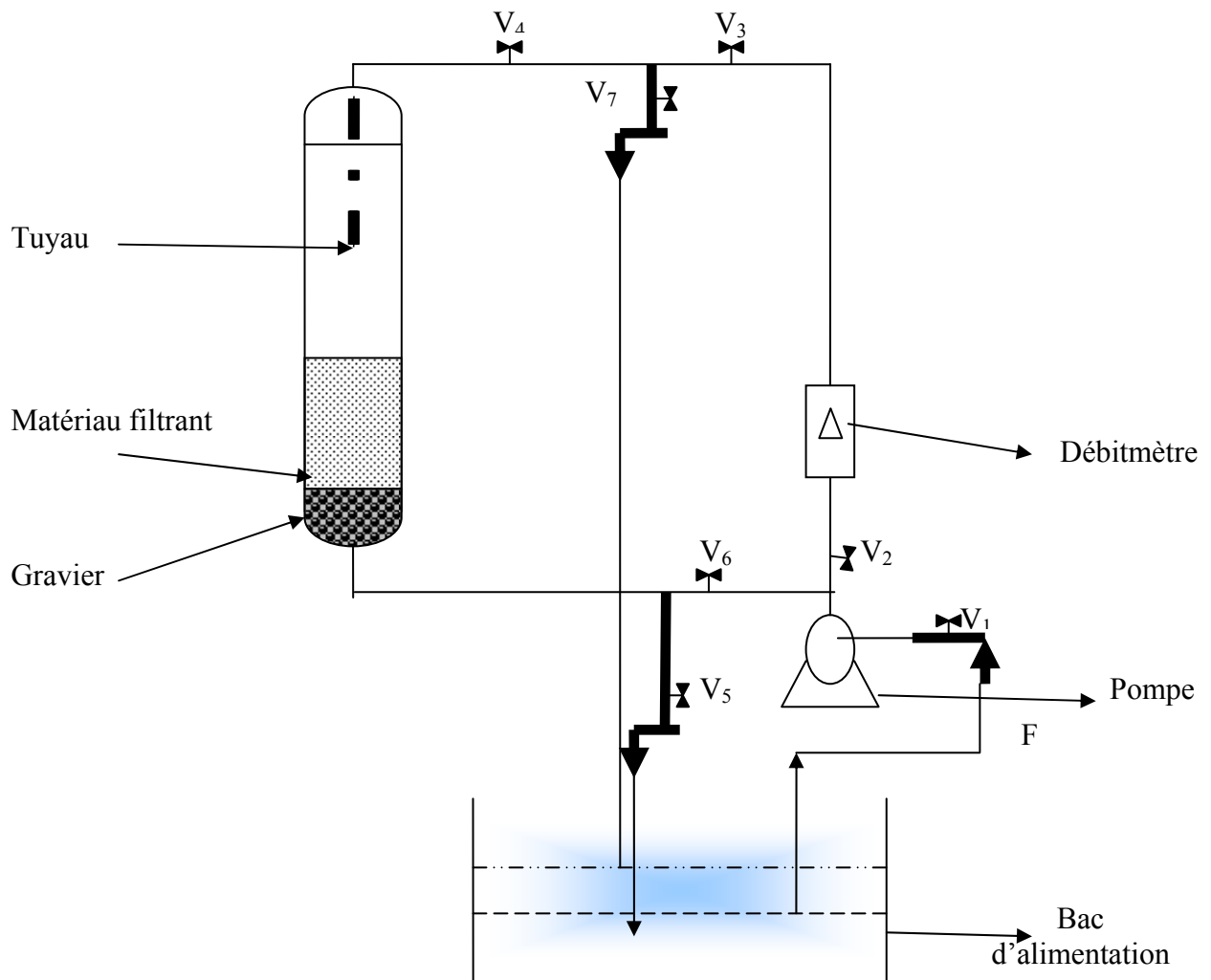
### 2. Matériel et méthodes

#### 2.1. Dispositif expérimental

Cette étude a été réalisée au laboratoire de génie des procédés et environnement (LGPE) sur un pilote de filtres à monocouche et bicouche de sable et d'anthracite.

Notre dispositif expérimental (Figure III.10) est constitué d'une colonne en verre de diamètre de 5 cm et de 50 cm de hauteur, contenant un matériau filtrant (sable et/ou anthracite) de granulométrie connue; nous avons utilisé un gravier comme support de la colonne de la filtration. Un débitmètre en amont de la colonne permet de régler le débit d'eau d'alimentation et une pompe est placée à l'entrée de la colonne pour alimenter le cycle de filtration du haut vers le bas et le cycle de lavage du bas vers le haut. La température de l'eau à traiter est fixée à 25°C.

La technique de la filtration est basée sur le principe de la filtration rapide; l'eau traverse le matériau filtrant sous une pression à l'aide d'une pompe. La filtration est effectuée par l'ouverture des vannes (V1, V2, V3, V4 et V5) et la fermeture des vannes (V6 et V7). Après avoir filtré l'eau, le matériau est lavé par l'eau distillée du bas vers le haut en fermant les vannes (V2, V3 et V5) et en ouvrant les vannes (V1, V6, V4 et V7).



**Figure III.10:** Dispositif expérimental du système de filtration.

## 2.2. Caractéristiques physiques des matériaux filtrant

Le matériau filtrant choisi pour effectuer notre étude est le sable et l'antracite, ce dernier est utilisé au niveau de la station de Corso. Généralement, le matériau filtrant doit répondre à certaines exigences afin d'être adéquat à la filtration.

### 2.2.1. Analyse granulométrique

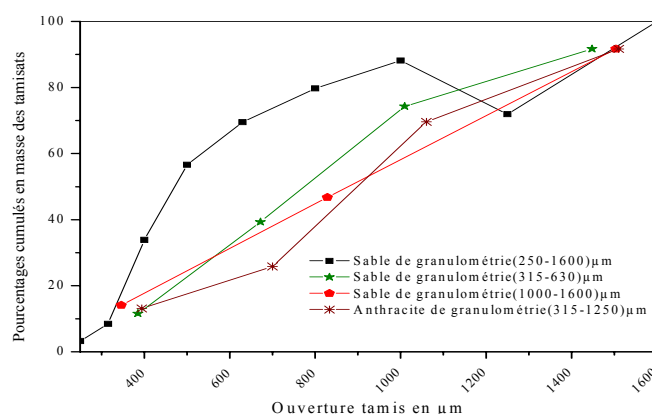
La granulométrie est la mesure des dimensions des grains d'un mélange de matériau ainsi que la détermination de leur forme par le moyen de tamis normalisés dont la taille des mailles est décroissante pour caractériser le matériau.

Après l'analyse granulométrique des deux matériaux (sable et anthracite), nous avons calculé le coefficient d'uniformité CU par la détermination des tailles effectives (TE10 et TE60), qui correspondent à l'ouverture du tamis qui laisse passer respectivement 10% et 60% du matériau afin de connaître l'homogénéité du matériau filtrant [1]. Les courbes granulométriques de ces deux types de matériau filtrant sont effectuées au niveau de la faculté des Sciences de la terre.

L'analyse granulométrique a été établie par le passage du sable sur des séries de tamis (méthode normalisée Afnor NF); afin de déterminer la masse retenue et de calculer la masse du matériau traversant chaque tamis. Les résultats sont exprimés en pourcentage de la masse totale de l'échantillon analysé.

### 2.2.2. Représentation graphique de l'analyse granulométrique

Les courbes de la figure III.11 représentent, le pourcentage de la masse totale en fonction de l'ouverture du tamis pour chaque type de matériau, à savoir: le sable et l'anthracite.



**Figure III.11:** Répartition granulométrique pour le sable et l'anthracite.

D'après la littérature, le choix du matériau filtrant est basé sur le coefficient d'uniformité CU, qui doit être inférieur à 1,5, toutefois, on peut accepter des coefficients allant jusqu'à 1,8 [7].

A partir des données granulométriques de la figure III.11, on trouve que le coefficient d'uniformité (CU) est inférieur à 2 pour les deux types de matériaux filtrants, on peut dire donc, que cette valeur est acceptable et que, le sable et l'anthracite présentent une granulométrie uniforme.

Les caractéristiques physiques pour chaque type de matériau filtrant utilisé pour réaliser cette étude sont regroupées dans le tableau III.3.

**Tableau III.3:** Caractéristiques physiques des matériaux filtrants (sable et l'anthracite).

	Sable 1	Sable 2	Sable 3	Anthracite
Granulométrie ( $\mu\text{m}$ )	250-1600	315-630	1000-1600	315-1250
TE10 ( $\mu\text{m}$ )	523,90	456,01	1342,57	950,62
TE60 ( $\mu\text{m}$ )	322,31	333,51	1022,92	677,72
CU	1,62	1,36	1,31	1,40
Densité	2,69	2,57	2,63	1,19
Porosité	0,545	0,37	0,575	0,46

Comme l'indique le tableau III.3, le sable utilisé appartient aux trois catégories de sable granulométrie hétérogène (250-1600)  $\mu\text{m}$ , homogène de granulométrie fine (315-630)  $\mu\text{m}$  et granulométrie grosse (1000-1600)  $\mu\text{m}$ , cela est confirmé par leur porosité respectives 37%, 57,5% et 54,5%. L'anthracite appartient à la catégorie de matériau hétérogène (315-1250)  $\mu\text{m}$  de porosité de 46%.

### 2.3. Paramètres d'estimation de la qualité de l'eau

Les paramètres considérés pour prévoir la qualité de l'eau au cours de cette étude sont la turbidité, les matières en suspension (MES), les pertes de charge en terme de débit à la sortie de la filtration et de la hauteur du niveau d'eau dans la colonne.

#### 2.3.1. Turbidité

Dans notre étude, les mesures de la turbidité sont effectuées chaque 5 minutes pour l'eau filtrée à l'aide d'un turbidimètre de type MERCK Turbiquant 1500T. Pour le cycle de lavage, les mesures sont effectuées toutes les (2 à 5) minutes.

#### 2.3.3. Pertes de charge

La perte de charge est un paramètre qui permet de contrôler le fonctionnement d'un filtre et de prévoir le colmatage. Les pertes de charge dans notre étude sont calculées à partir de l'équation de Bernoulli, en relevant la hauteur de l'eau toutes les 5 minutes à l'aide d'une règle graduée; et notamment par la mesure du débit de l'eau filtrée toutes les 10 minutes à l'aide d'une éprouvette graduée de 50 mL.

### 2.4. Technique de lavage

A la fin de la filtration, l'eau filtrée est lavée à contre courant par injection de l'eau distillée afin d'éliminer les matières retenues par le filtre. L'injection de l'eau permet la fluidisation de la masse filtrante, elle est maintenue jusqu'à l'obtention d'une eau de lavage ayant une turbidité et une concentration en MES proches de celle de l'eau distillée, en plus, le matériau filtrant doit être propre sur toute la hauteur du lit.

### 3. Résultats et discussions

Les principaux résultats obtenus au cours du prétraitement de l'eau de mer par filtration sur sable afin d'améliorer la qualité de l'eau sont présentés comme suit:

La première section correspond à une étude de la filtration directe sur monocouche (sans traitement préalable). L'efficacité du traitement de la filtration directe sur monocouche a été étudiée en s'intéressant à: la granulométrie du matériau filtrant, la hauteur du lit et enfin le débit d'alimentation qui permettent de fournir une meilleure qualité de l'eau. En suite, nous présentons la filtration directe sur bicouche (le sable et l'antracite) en utilisant la meilleure granulométrie du sable et le débit d'alimentation optimum, qui sont déterminés lors de la filtration sur monocouche, seule la hauteur du lit filtrant varie. Puis nous allons comparer les résultats obtenus avec ceux de la filtration sur monocouche. L'influence de la température de l'eau d'alimentation sur l'efficacité de la filtration a été examinée dans le cas de la filtration directe.

L'impact du traitement préalable par une coagulation-floculation (filtration indirecte) sur l'amélioration de la filtration sur bicouche a été présenté en deuxième section.

La dernière section consiste en un essai de lavage du lit pour les deux cas de la filtration monocouche et bicouche.

#### 3.1. Filtration directe

La filtration directe est caractérisée par l'absence d'un traitement préalable telles que l'étape de la coagulation-floculation et la décantation.

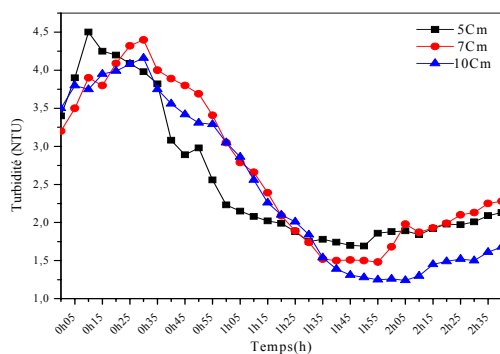
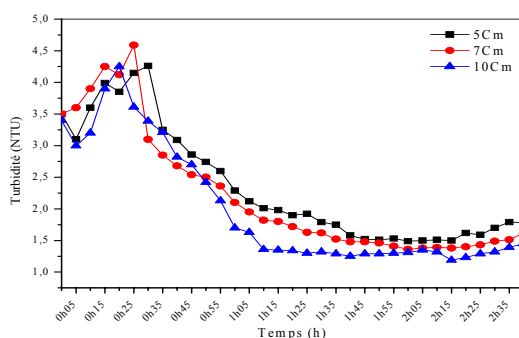
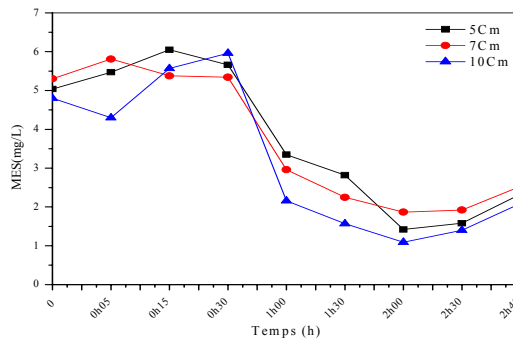
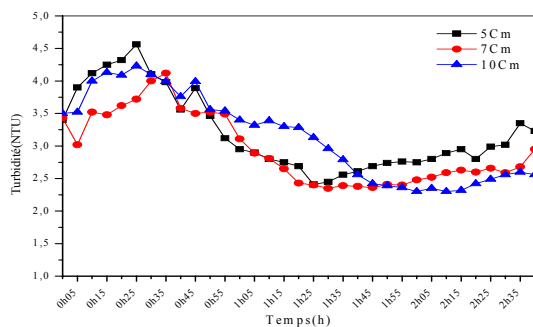
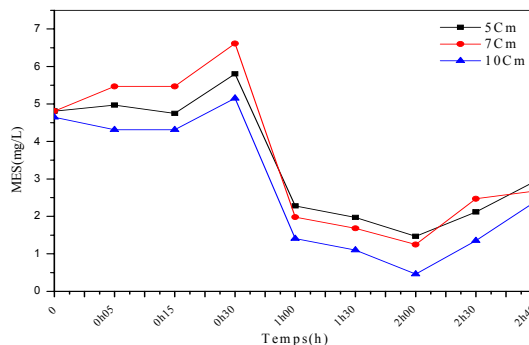
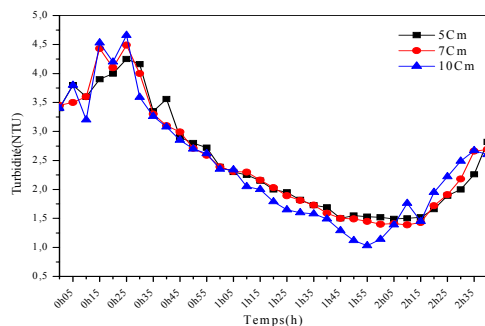
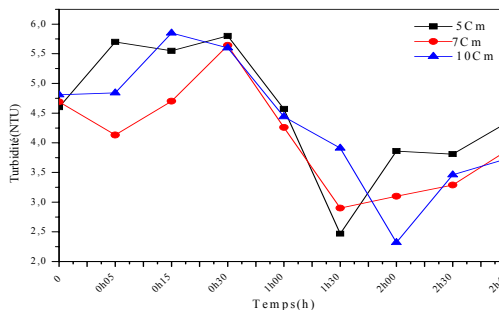
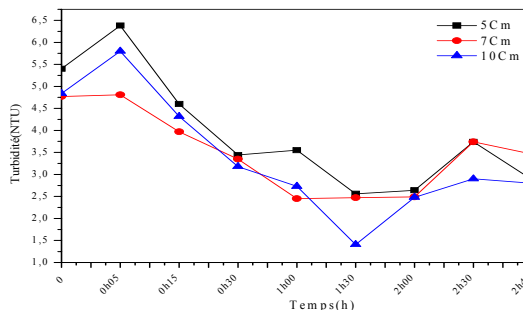
L'objectif de cette section est de comparer entre la filtration monocouche et la filtration bicouche afin de déterminer celle qui permet de donner les meilleures performances de point de vue élimination des particules en suspension avec de faibles pertes de charge.

La filtration est effectuée avec une eau de mer d'une turbidité variant de 2 NTU à 3,5 NTU et une concentration en matières en suspension MES allant de 4 mg/L à 5mg/L.

##### 3.1.1. Filtration monocouche

###### 3.1.1.1. Influence de la hauteur du lit sur la qualité de l'eau

Afin de prévoir l'influence de la hauteur du lit filtrant sur l'efficacité de la filtration, nous avons fait varier la hauteur du lit pour chaque matériau du sable des trois granulométries (deux granulométries homogènes et une hétérogène) et d'antracite allant de 5 cm, 7 cm et 10 cm avec une vitesse d'alimentation égale à 5,96 m/h (32,52 mL/s). Les résultats sont présentés dans la figure III.12.

(a) Sable de granulométrie (315-630)  $\mu\text{m}$ (b) Sable de granulométrie (250-1600)  $\mu\text{m}$ (c) Sable de granulométrie (1000-1600)  $\mu\text{m}$ (d) Anthracite de granulométrie (315-1250)  $\mu\text{m}$ 

**Figure III.12:** Variation de la turbidité et des MES en fonction du temps pour différentes hauteurs du lit (5 cm, 7 cm et 10 cm) à débit = 32,52 mL/s.

Ces figures illustrent trois zones distinctes, une zone est croissante, où on remarque une augmentation de la turbidité et des matières en suspension qui est due à l'instabilité de l'écoulement de l'eau (régime turbulent). Quant à la zone décroissante, la turbidité et les matières en suspension diminuent, correspondant à la rétention des matières en suspension par le matériau filtrant. Par contre, dans la troisième zone, les deux paramètres augmentent, ceci correspond au passage des particules à travers le filtre.

La réduction de la turbidité et des MES au niveau du matériaux filtrant (le sable de trois granulométries différentes et l'antracite) pour les différentes hauteurs du lit, H= 5 cm, H= 7 cm et H= 10 cm, est maximum après deux heures de filtration, aussi, la filtration est parfaite pour une hauteur du lit égale à 10 cm et une granulométrie hétérogène avec un taux d'élimination de la turbidité et des MES de 63% et 81,14% respectivement. Les résultats optimums pour chaque granulométrie et chaque hauteur du lit sont résumés dans le tableau III.4.

**Tableau III.4:** Résultats des performances de la filtration monocouche .

Granulométrie (µm)	Sable			Anthracite
	Sable1	Sable2	Sable3	315-1250
<b>Hauteur du lit=5 cm</b>				
Turbidité (%)	57,74	50,294	29,12	56,176
MES (%)	69,438	71,825	46,30	34,26
<b>Hauteur du lit=7 cm</b>				
Turbidité (%)	61,14	53,75	31,48	59,42
MES (%)	74,01	64,71	38,16	48,64
<b>Hauteur du lit=10 cm</b>				
Turbidité (%)	63,32	64,57	34,28	69,70
MES (%)	81,14	77,29	51,77	70,86

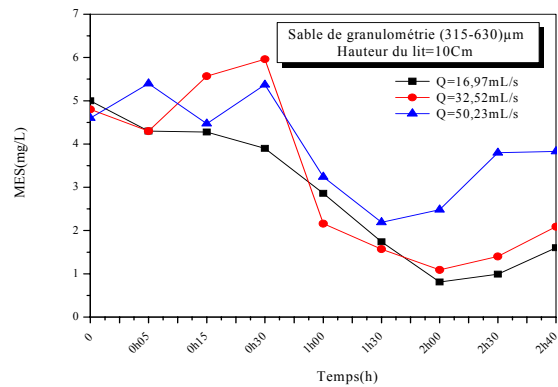
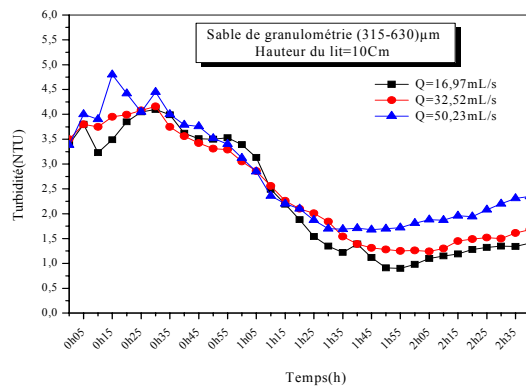
De ce fait, nous pouvons conclure suivant les courbes de la figure III.12, que de meilleures éliminations de la turbidité et des MES sont obtenues avec le sable de granulométrie hétérogène d'une hauteur du lit égale à 10 cm. Aussi, la réduction est effectuée après un temps de filtration d'environ 30 à 35 mn, suite à l'établissement du régime laminaire.

### 3.1.1.2. Influence du débit de l'eau d'alimentation

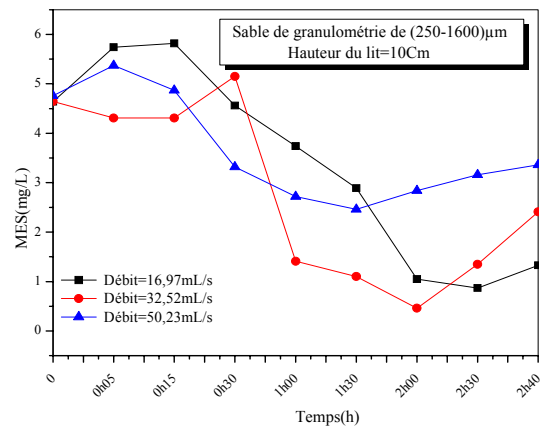
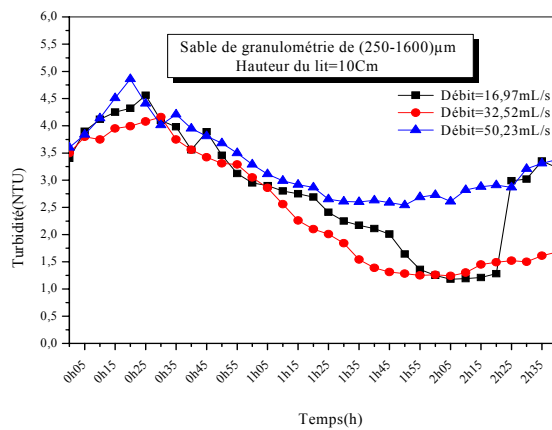
La filtration pour chaque matériau filtrant est soumise à une vitesse de l'eau en faisant varier le débit de l'eau d'alimentation de la colonne de filtration. Ensuite, on suit la filtration de l'eau de mer en relevant la qualité et le débit du filtrat en fonction du temps. Les débits appliqués sont : 16,97 mL/s, 32,52 mL/s et 50,23 mL/s, avec une hauteur du lit égale à 10 cm, les résultats sont présentés dans la figure III 13 a, b, c et d et sont résumés dans le tableau III.5.

La figure III.13 donnant l'influence du débit d'alimentation sur la réduction de la turbidité et des MES, montre que la réduction est meilleure avec un débit d'alimentation des filtres égal à 32,52 mL/s. Cette efficacité est obtenue pour les trois granulométries du sable et d'antracite et elle est particulièrement avérée dans le cas de la filtration sur sable de la granulométrie

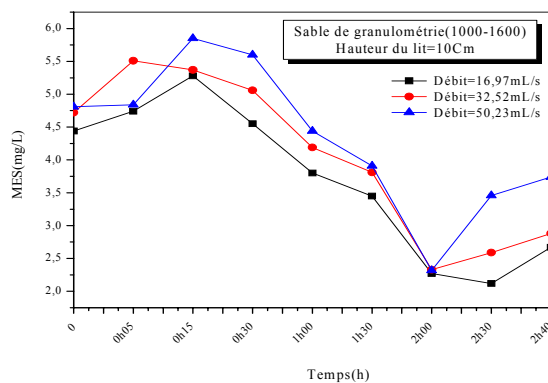
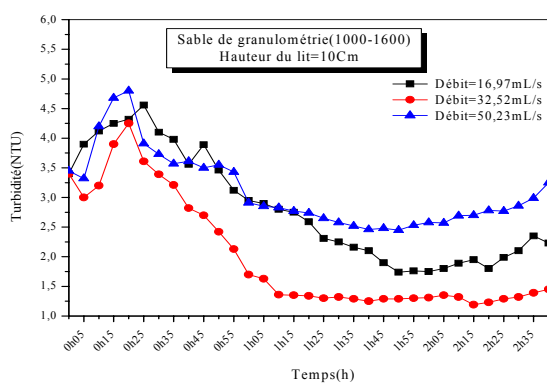
hétérogène avec un taux de réduction de la turbidité et des MES de 63,2% et 81,14% respectivement.



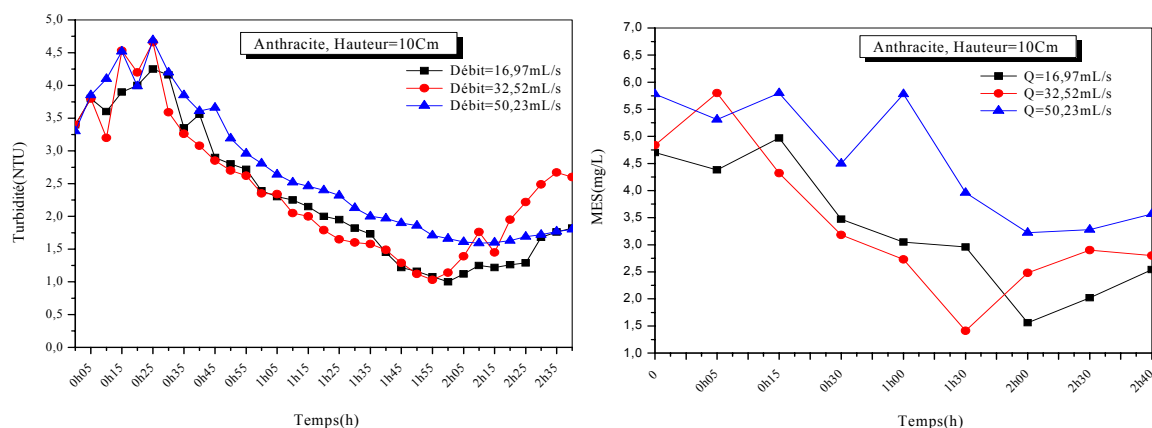
(a) Sable de la granulométrie (315-630) µm



(b) Sable de la granulométrie (250-1600) µm



(c) Sable de granulométrie (1000-1600) µm

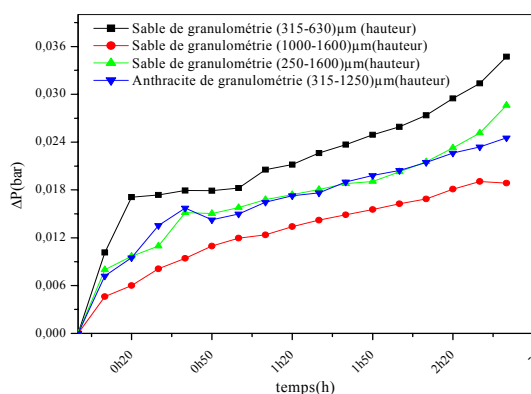
(d) Anthracite de la granulométrie (315-1250)  $\mu\text{m}$ **Figure III.13:** Influence du débit de la filtration sur l'élimination de la turbidité et des MES en fonction du temps pour une hauteur de 10 cm**Tableau III.5:** Résultats des performances de la filtration sur monocouche

	Sable			Anthracite
	Sable1	Sable2	Sable3	315-1250
Débit d'alimentation = 16,97 mL/s				
Turbidité (%)	48,8	65,29	48,82	70,58
MES (%)	77,37	77,37	52,25	66,81
Débit d'alimentation = 32,52 mL/s				
Turbidité (%)	63,2	65,47	34,28	69,70
MES (%)	81,14	81,15	51,77	70,86
Débit d'alimentation = 50,23mL/s				
Turbidité (%)	28,98	29,44	28,98	51,82
MES (%)	29,41	47,21	47,61	44,29

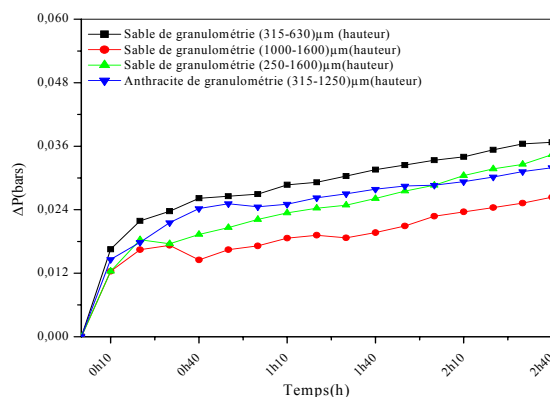
Le faible taux de rétention de la turbidité et des MES par la filtration sur sable de la granulométrie homogène s'explique, par le fait de sa grande porosité, les particules traversent facilement le matériau filtrant surtout pour un débit d'alimentation très élevé.

### 3.1.1.3. Variation de la perte de charge

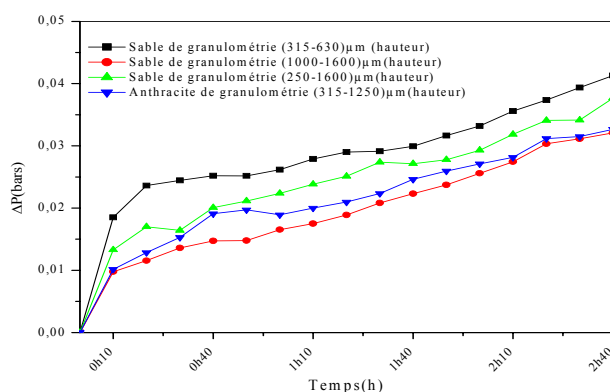
Les résultats de la perte de charge relatifs aux différents débits d'alimentation et différents matériaux filtrants, pour une hauteur optimale du lit égale à 10 cm, sont représentés dans les figures III.14 a, b et c.



(a) Débit=16,97 mL/s



(b) Débit=32,52 mL/s



(c) Débit=50,23 mL/s

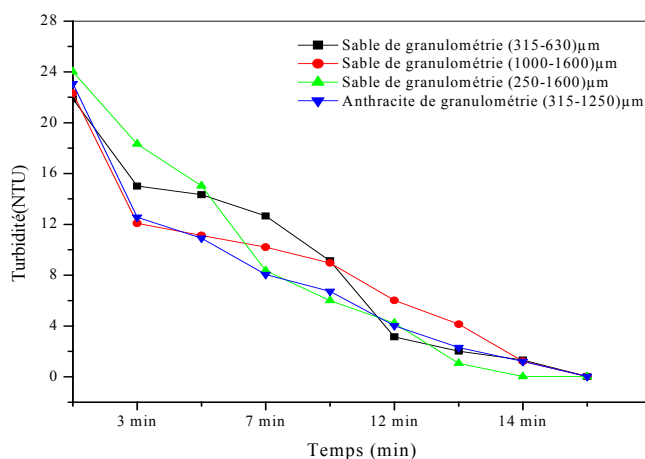
**Figure III.14:** Variation de la perte de charge en fonction du temps pour chaque type de matériau avec une hauteur du lit=10 cm

Ces figures permettent de constater que la perte de charge augmente proportionnellement avec le temps de filtration de l'eau à travers le matériau filtrant. Une augmentation de la perte de charge au cours du temps explique que le matériau filtrant subit un colmatage par les particules solides retenues par le matériau, surtout pour le sable à granulométrie fine, et elle est importante pour un débit faible. Cette perte est due à la réduction rapide de l'espace intergranulaire (sable fin) par accumulation de particules solides en suspension de l'eau, signifiant la diminution de la surface filtrante disponible avec l'accumulation des particules; en conséquence le passage de l'eau est réduit. Au contraire, le sable à granulométrie homogène grosse possède un espace intergranulaire grand, ce qui permet aux particules de traverser ces espaces facilement, donc la vitesse de l'eau ne varie pas fortement.

### 3.1.1.4. Qualité de l'eau filtrée après un lavage

Les pertes de charge augmentent dans le filtre, en raison des matières retenues sur le matériau filtrant qui le colmatent. De ce fait, un lavage du filtre est alors nécessaire pour enlever les matières colmatantes, en utilisant l'eau distillée d'une turbidité égale à 0,02 NTU. En effet, un lavage des filtres à l'eau seule entraîne une stratification du média filtrant : les grains les plus petits se retrouvent dans la partie supérieure du lit filtrant, provoquant ainsi un déblocage rapide et donc nécessité des lavages plus fréquents.

La figure III.15, représente la variation de la turbidité de l'eau filtrée en fonction du temps. Nous remarquons que la turbidité de l'eau à la sortie des filtres diminue au cours du temps jusqu'à 15 mn. D'après ces courbes, la turbidité de l'eau est réduite de 21 NTU à 0,02 NTU et les MES de 3,8 mg/L à 0,00 mg/L.



**Figure III.15:** Variation de la turbidité de l'eau de lavage en fonction du temps.

### 3.1.2. Filtration bicouche

La filtration bicouche a été réalisée par l'utilisation d'une couche de l'anthracite au dessus d'une couche de sable de granulométrie hétérogène de (250-1600) μm. Pendant cette filtration, le débit d'alimentation est égale à 32,52 mL/s, en faisant varier la hauteur du lit de (sable-anthracite) comme suit: (5-10) cm, (10-10) cm, (10-5) cm.

### 3.1.2.1. Influence de la hauteur du lit sur la qualité de l'eau

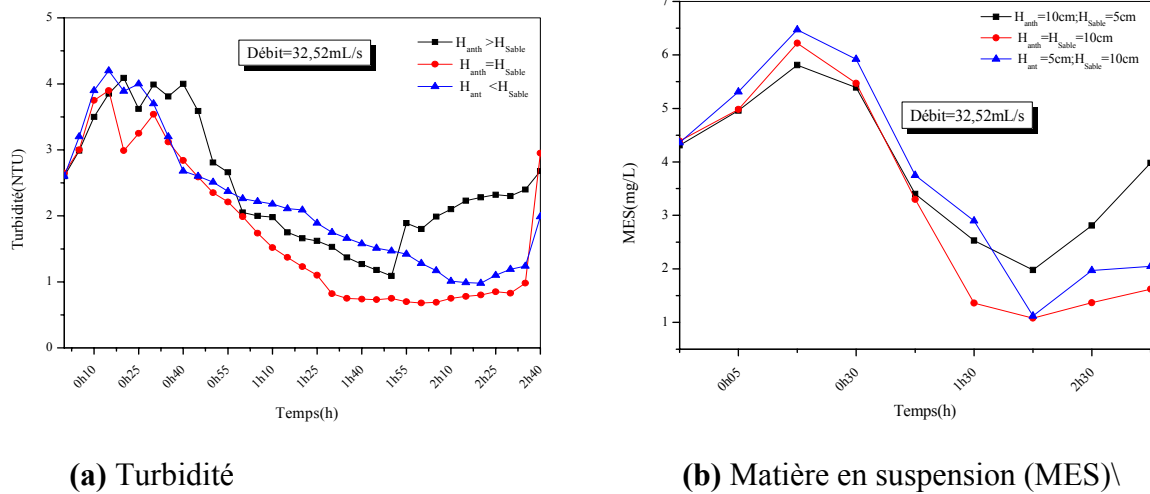


Figure III.16: Variation de la turbidité et des MES en fonction du temps

L'évolution de la turbidité et des MES en fonction du temps est représentée dans la figure III.16 qui montre que les meilleures efficacités d'élimination de la turbidité et des MES sont obtenues avec une hauteur du lit de sable-anthracite égale à (10-10) cm. Des taux d'élimination de 75,39% pour les MES et de 84,51% pour la turbidité ont été obtenus.

### 3.1.2.2. Comparaison entre la filtration monocouche et la filtration bicouche

Les performances de la filtration bicouche comparées à celle de la filtration monocouche en terme de la variation de la turbidité et des MES de l'eau filtrée en fonction du temps, sont illustrées dans la figure III.17.

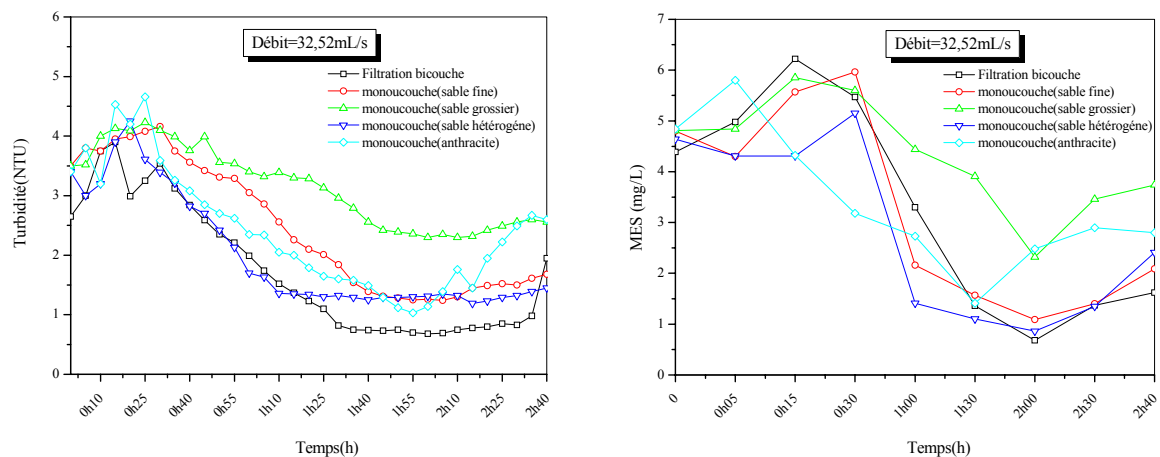


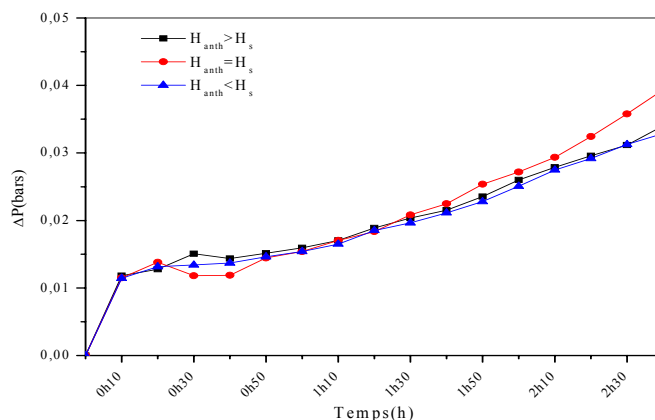
Figure III.17: Étude comparative de la filtration bicouche et monocouche.

D'après ces figures, une filtration bicouche de sable hétérogène et d'antracite permet d'obtenir une meilleure réduction de la turbidité et des matières en suspension par rapport à la

filtration monocouche, les rendements obtenus sont de 75,34 % pour la turbidité et 84,51% pour les matières en suspension.

### 3.1.2.3. Perte de charge

L'évolution de la perte de charge pour une filtration bicouche est illustrée dans la figure III.18.



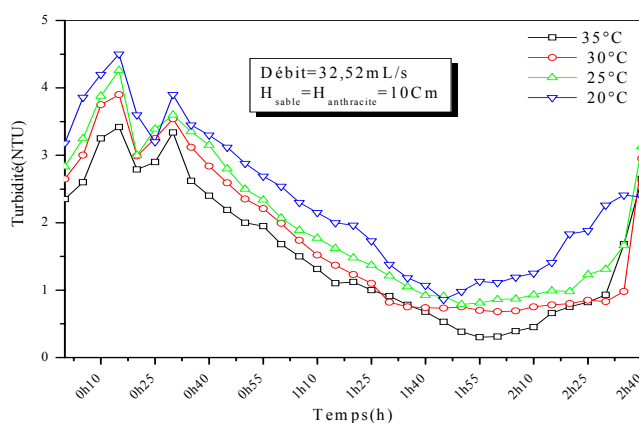
**Figure III.18 :** Évolution de la perte de charge en fonction du temps pour des hauteurs du lit différentes avec un débit d'alimentation=32,52 mL/s

La représentation de la perte de charge en fonction du temps pour une filtration bicouche, avec un débit d'eau d'alimentation égale à 32,52 mL/s, est donnée dans la figure III.18. Elle indique que la perte de charge est presque identique pour les différentes hauteurs du lit de sable et d'anthracite et elle augmente avec le temps.

### 3.1.3. Impact de la température sur la qualité de l'eau

Afin de prévoir l'influence de la température sur la qualité de l'eau filtrée, nous avons suivi la qualité de l'eau de mer lors de la filtration bicouche à des températures de l'eau d'alimentation différentes à savoir: 20°C, 25°C, 30°C, 35°C.

Les résultats sont présentés dans la figure III.19, ils montrent que la turbidité et les MES évoluent de la même façon avec la température, les rendements obtenus sont de 86%, 68%, 78,61%, 71,37% pour les températures 20°C, 25°C, 30°C et 35°C respectivement. Nous avons remarqué la meilleure élimination avec la température la plus faible de l'eau d'alimentation.



**Figure III.19:** Évolution de la turbidité en fonction du temps pour différentes températures

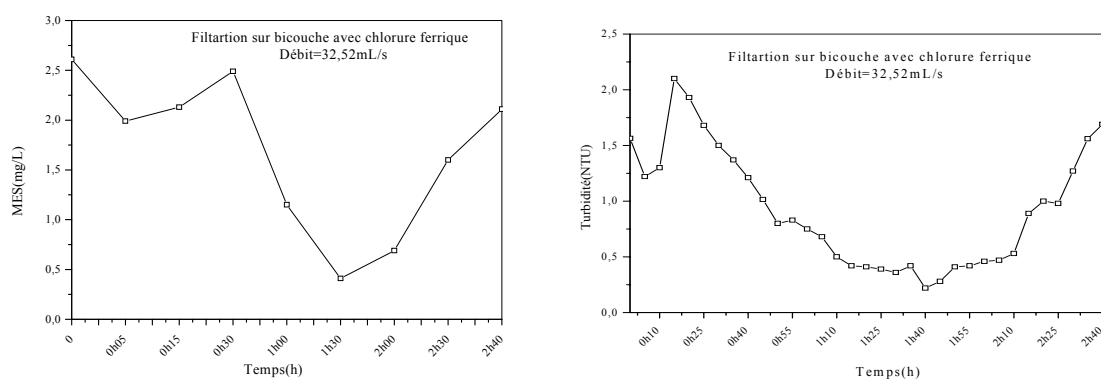
Cependant, nous pouvons dire que la température a un effet remarquable sur l'efficacité du traitement par filtration sur sable, autrement dit que la température influe sur la vitesse de sédimentation des particules et la viscosité de l'eau, et par conséquent, plus la température est élevée, plus l'eau est difficile à traiter. La filtration de l'eau d'alimentation à basse température, favorise la capture des particules par le matériau filtrant. Ces résultats sont trouvés par Mitroulia et al [38], qui ont observé que la filtration sur sable est beaucoup plus efficace pendant la période d'hiver que l'été en raison des plus basses températures.

### 3.2. Couplage de la coagulation-floculation à la filtration sur sable

Dans notre étude, la filtration indirecte est une filtration qui est effectuée après un traitement par coagulation-floculation en ajoutant 2mg/L de chlorure ferrique et 0,15 mg/L de polymère anionique.

#### 3.2.1. Impact du traitement par coagulation-floculation sur la qualité de l'eau

La figure III.20 représente l'évolution de la turbidité et des MES en fonction du temps.



**Figure III.20 :** Évolution de la turbidité et des matières en suspension en fonction du temps pour la filtration bicouche couplée à la coagulation-floculation

Nous remarquons que la turbidité diminue avec le temps jusqu'à un temps où les filtres sont colmatés avec un rendement égal à 85,93% de la turbidité, soit une valeur égale à 0,22 NTU. Au delà de 2 heures de filtration, les valeurs de la turbidité augmentent graduellement.

Pour ce qui est des MES, nous constatons qu'au départ, leur élimination varie arbitrairement, puis elles continuent à diminuer jusqu'à un temps où le taux de la réduction est égale à 88,64%, soit une valeur égale à 0,41mg/L. Si on compare avec la filtration bicouche directe, nous constatons que la filtration couplée avec la coagulation-floculation est plus performante.

De ce fait, le traitement chimique par coagulation-floculation permet d'augmenter les performances de la filtration.

Les particules les plus grosses ainsi produites sont éliminées par le passage de l'eau dans un filtre granulaire en permettant de produire une eau dont la turbidité est la plus faible possible. On a démontré qu'il était possible d'atteindre des turbidités de moins de 0,89 NTU avec une vitesse de filtration optimale de 5,96 m/h.

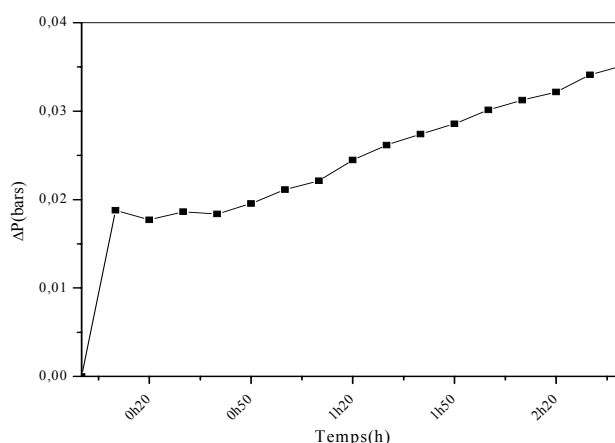
Plusieurs auteurs ont confirmé que la filtration indirecte, précédée par une coagulation-floculation, permet de fournir une bonne qualité de l'eau, en effet, Mitroulia et al [38] ont trouvé de très faibles valeurs de turbidité (0,1 NTU) et de SDI, avec une concentration de coagulant de 1,8 mg/L et avec une filtration bicouche, malgré la mauvaise qualité de l'eau d'alimentation.

L'efficacité de la filtration bicouche a été étudiée par Bonnelye et al [33] afin de fournir une bonne qualité de l'eau prétraitée en termes de SDI et de turbidité. En effet, les résultats indiquent que le prétraitement par filtration sur sable bicouche d'un faible diamètre effectif, précédé par une coagulation à 3 mg/L du coagulant  $\text{FeCl}_3$ , permet de produire une eau de turbidité inférieure à 0,1 NTU et avec un SDI inférieur à 3. De même, un prétraitement comprenant une filtration bicouche conduit à une réduction de SDI de 4,4 à 2,1, d'après l'étude de Jérôme et al [53].

L'étude de la filtration monocouche et bicouche de sable et anthracite a été effectuée par Zouboulis et al [38], les résultats montrent que la filtration bicouche, avec une vitesse de 10 m/h, donne une meilleure qualité de l'eau en terme de la turbidité et de la concentration résiduelle d'aluminium comparée à celle de la filtration monocouche et que les cycles de filtration peuvent être 3 à 4 fois plus grands que ceux de la filtration monocouche. Ainsi, la filtration conventionnelle avant la filtration sur sable, telle que la coagulation et la sédimentation, permet d'améliorer la qualité de l'eau.

### 3.2.2. Variation des pertes de charge

La variation de la perte de charge permet d'estimer le colmatage du matériau filtrant. La figure III.21, représente l'évolution de la perte de charge en fonction du temps. Cette figure indique l'augmentation graduelle de la perte de charge avec le temps.

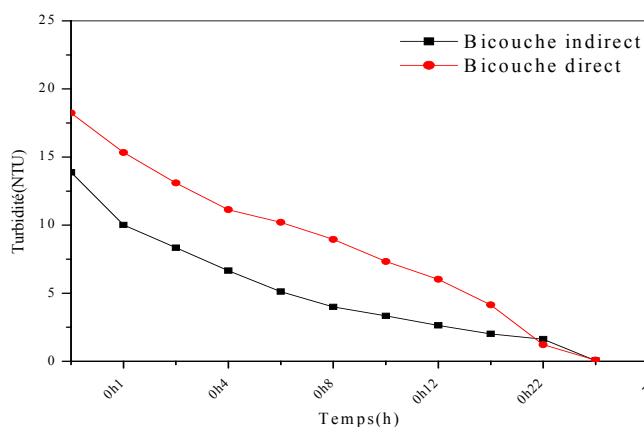


**Figure III.21:** Évolution de la perte de charge en fonction du temps

### 3.3. Système de lavage

Un système de lavage est effectué pour la filtration directe et indirecte sur bicouche avec une hauteur de (10-10) cm et un débit d'alimentation de 32,52 mL/s.

La figure III. 22 représente la variation de la turbidité en fonction du temps pour les deux types de filtration directe et indirecte bicouche.



**Figure III.22:** Évolution de la turbidité de l'eau de lavage en fonction du temps

Les deux courbes de la figure III.22 indiquent que la turbidité diminue graduellement avec le temps jusqu'à 15 mn où l'eau a une turbidité de 0,02 NTU et de 0,09 NTU pour filtration indirect et direct respectivement.

#### 4. Conclusion

Notre étude a été basée sur la contribution au prétraitement de l'eau de mer, destinée à l'alimentation des membranes d'osmose inverse afin de limiter le colmatage colloïdal par une filtration sur sable. Cette étude nous a permis de tirer les conclusions suivantes:

- La filtration bicouche a permis une bonne amélioration de la turbidité;
- La granulométrie hétérogène est meilleure pour la performance du traitement;
- Le rendement de la réduction de la turbidité est parfaitement proportionnel avec l'augmentation de la hauteur du lit;
- L'ajout d'un coagulant et d'un floculant permet d'améliorer l'efficacité de la filtration;
- La température de l'eau d'alimentation est un paramètre qui joue un rôle important dans la filtration;

Nous concluons que la filtration est une méthode simple et efficace, importante en dessalement de l'eau de mer. L'efficacité de la filtration augmente en utilisant une filtration bicouche (sable–anthracite) après l'ajout d'un coagulant et d'un polymère avec une température et une vitesse faible.

# Chapitre III

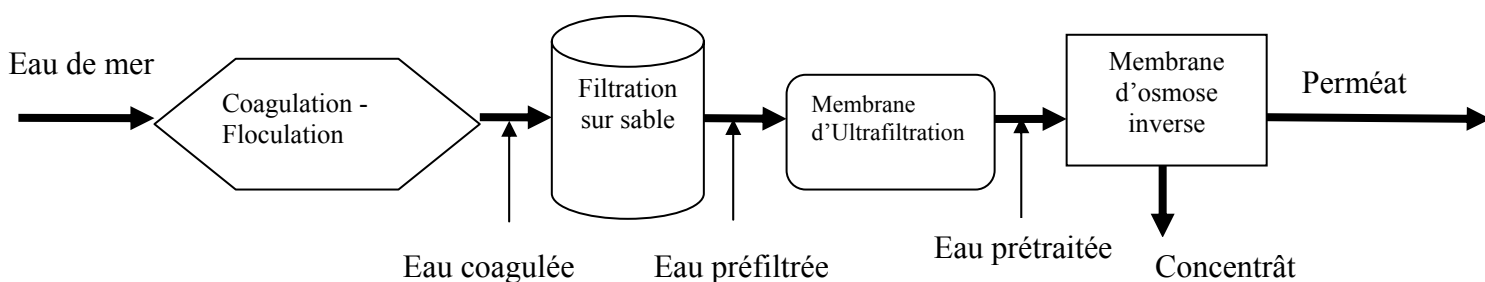
## Prétraitement Membranire

## PRETRAITEMENT MEMBRANAIRE

### 1. Introduction

Cette étude a été menée en vue d'étudier la possibilité d'utiliser les techniques membranaires comme un prétraitement.

Cette partie a pour but l'élimination des matières en suspension et colloïdales présentes dans l'eau de mer pour produire une eau susceptible d'alimenter les membranes d'osmose inverse. Pour cela, nous nous sommes intéressés à la combinaison de la coagulation-filtration bicouche–procédé membranaire par ultrafiltration comme l'indique la figure III.23. En effet, après, l'ajout d'un coagulant et d'un flocculant à une concentration de 2 mg/L et 0,15 mg/L respectivement avec un pH égale à 6 et après une filtration sur sable, le filtrat est transféré au bac d'alimentation pour une séparation membranaire à une vitesse de 2,5 m/s et une pression transmembranaire égale à un bar.



*Figure III.23:* Couplage des différents prétraitements

### 2. Matériel et méthodes

#### 2.1. Dispositif expérimental

Le pilote de séparation membranaire utilisé au long de cette partie de notre étude, est représenté dans la figure III. 24, il est constitué d'un bac d'alimentation d'une capacité de 20 litres et d'une pompe centrifuge. Les vannes  $V_2$  et  $V_3$  permettent de modifier la pression appliquée à la membrane et de faire varier le débit d'alimentation. La pression à l'entrée et à la sortie de module tubulaire est indiquée par deux manomètres M1 et M2.

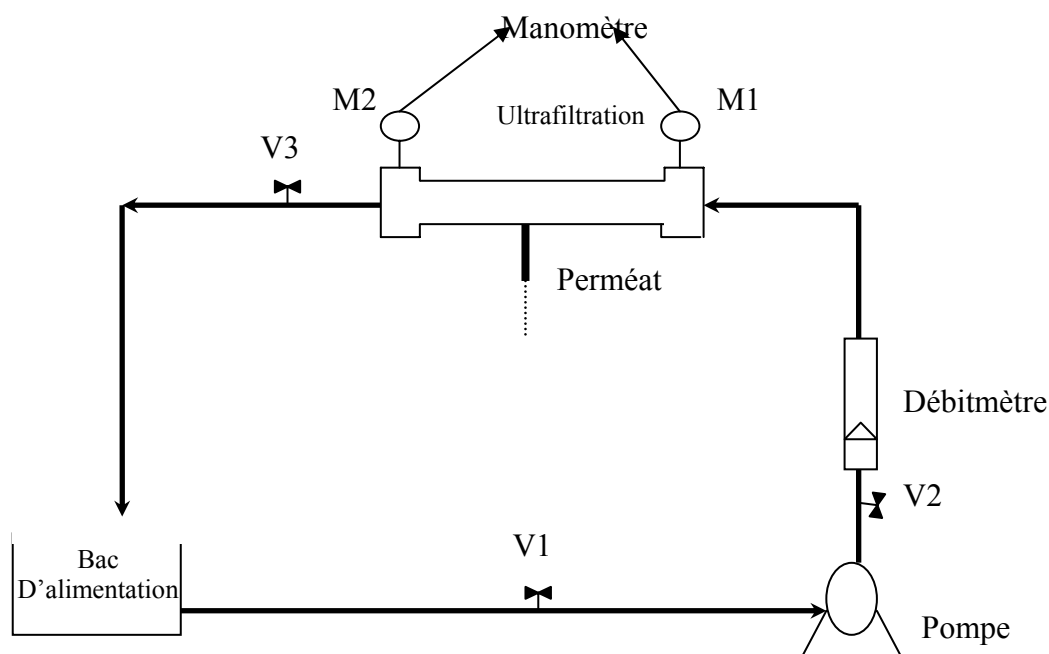


Figure III.24: Dispositif du pilote de séparation membranaire

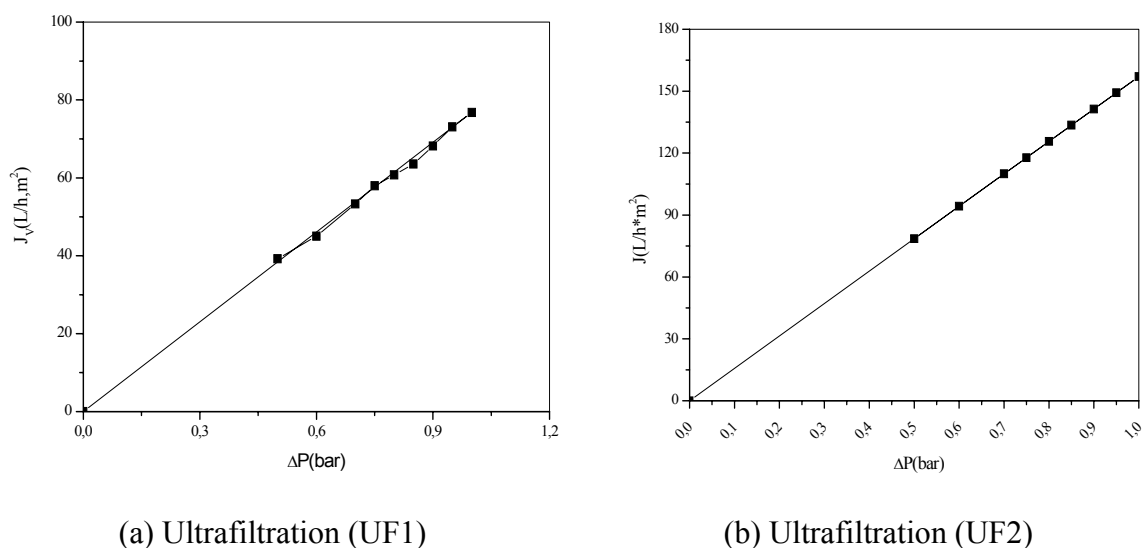
## 2.2. Modules et membranes

Les membranes utilisées sont de nature minérale (CARBOSEP), de diamètre interne et externe respectivement égaux à 6 mm et à 10 mm, et de longueur de 850 mm. Nous avons testé deux types de membranes d'ultrafiltration (UF1 et UF2) tout au long de cette partie d'étude avec des seuils de coupure respectifs de 20000 Dalton et de 50000 Da. La couche active des membranes inorganique est en oxyde de zircon, la température de travail maximale est de 80°C, une plage de pH très large de (0-13,5) est tolérée.

La membrane est placée à l'intérieur d'un module en polychlorure de vinyle (PVC), de forme tubulaire de même longueur, il permet la collecte du perméat par une sortie latérale.

## 2.3. Vérification de la perméabilité de la membrane

Pour déterminer la perméabilité hydraulique de la membrane, nous avons introduit 10L d'eau distillée, à une température de 25°C, dans le bac d'alimentation, nous avons réglé le débit et la pression transmembranaire à l'aide des vannes V<sub>2</sub> et V<sub>3</sub>. Après une période de fonctionnement du pilote allant de 15 à 20 mn, avec une vitesse d'alimentation de 2,5 m/s, nous avons mesuré les débits du perméat pour chaque pression transmembranaire.



**Figure III.25:** Evolution du flux de perméat en fonction de la pression transmembranaire à la température 25°C.

L'évolution du flux du perméat en fonction de la pression transmembranaire croît linéairement avec la pression transmembranaire, par conséquent la loi de Darcy est vérifiée. D'après la figure III.25 a et b, nous avons tiré les valeurs des perméabilités hydrauliques pour l'ultrafiltration (UF1) et (UF2) à partir des pentes des droites:  $J_v = f(\Delta P)$ , qui sont égales respectivement à 76,281  $L/h \cdot m^2 \cdot bar$  et 157,08  $L/h \cdot m^2 \cdot bar$ .

## 2.4. Régénération de la membrane

Après chaque utilisation de la membrane, un lavage est effectuée à pression transmembranaire  $\Delta P=1$ , avec une eau distillée préalablement chauffée à 70°C dans le bac d'alimentation. Ensuite, nous avons ajouté de la soude à 3% jusqu'à atteindre un pH = 11 puis nous avons mis l'installation en marche pendant 30 min.

Nous avons utilisé de l'acide nitrique jusqu'à un pH = 2, et laissé tourner l'installation pendant 15 min. Afin d'éliminer toute trace de produit, nous rinçons en fin pendant 20 min avec l'eau distillée. Nous avons vérifié la fin de lavage la nouvelle perméabilité hydraulique de la membrane.

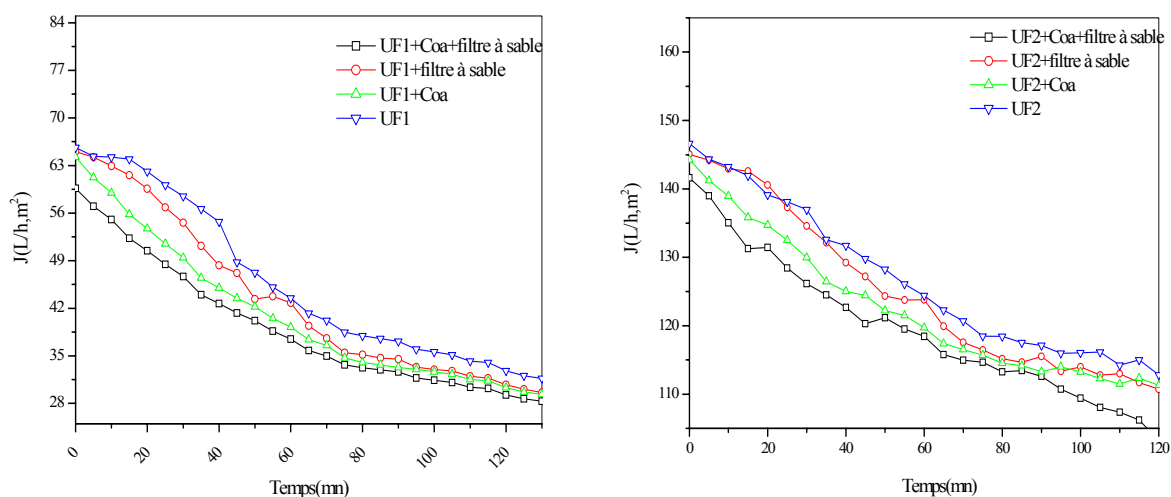
## 3. Résultats et discussion

### 3.1.1. Evolution du flux de perméat

Nous avons mené plusieurs tests de séparation membranaires: la séparation directe de l'eau brute, la séparation couplée à la coagulation-floculation, la séparations couplée à la filtration sur sable et enfin la séparation combinée à la coagulation-floculation et à la filtration sur sable.

Les conditions optimales de la coagulation-floculation ont été utilisé pour réaliser les essais d'ultrafiltration à  $\text{pH}=6$ , avec une concentration de  $2 \text{ mg/L}$  correspondant à la plus grande réduction du la turbidité.

Les expériences ont été menées dans des conditions opératoires bien fixées telles que la vitesse d'alimentation qui est égale à  $2,5 \text{ m/s}$ , une pression transmembranaire d'un bar et une température de  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ .



(a) Ultrafiltration (UF1)

(b) Ultrafiltration (UF2)

**Figure III.26:** Évolution du flux de perméat  $J_v$  en fonction du temps  
 $U=2,5\text{m/s}$ ,  $\Delta P=1\text{bar}$ ,  $T=25^\circ\text{C}$

Les figures III.26 a et b montrent que les courbes des flux de perméat UF1 et UF2 présente les mêmes allure, au début, nous constatons un flux de perméat maximum, au cours du temps, on remarque que le flux de perméat décroît puis à tend se stabiliser qui due au phénomènes de polarisation de concentration qui cause la diminution du flux de perméat. La stabilité du flux de perméat est due au phénomène de colmatage qui réduit la capacité de transfert à travers la membrane.

En effet, les valeurs du flux de perméat avec la filtration bicouche, présentent une chute rapide, elles passent de  $59,81 \text{ L/h.m}^2$  à  $28,60 \text{ L/h.m}^2$  pour l'ultrafiltration (UF1) et de  $156 \text{ L/h.m}^2$  à  $99,66 \text{ L/h.m}^2$  pour l'ultrafiltration (UF2). De même si on tient compte des valeurs du flux de perméat limite les différent prétraitement résumée dans le tableau dans le tableau III.6.

**Tableau III.6:** Résultats des flux de perméat initiale et limite .

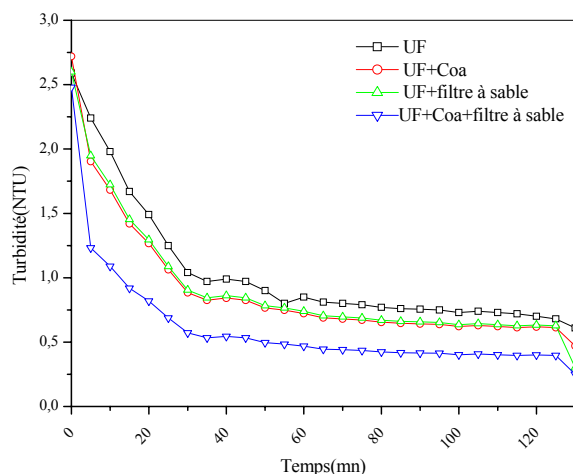
	UF1		UF2	
	$J_v(l/h.m^2)$	$J_v(l/h.m^2)$ limite	$J_v(l/h.m^2)$	$J_v(l/h.m^2)$ limite
Ultrafiltration+coagulation+ filtre à sable	65,63	31,66	146,63	111,666
Ultrafiltration+ filtre à sable	64,24	29,33	145,2	109,33
Ultrafiltration+ coagulation	65	29	145	110,1
Ultrafiltration	65,69	28,327	145,86	99,32

D'après le tableau III.6, nous concluons que le meilleurs résultats est obtenu avec la combinaison coagulation–filtre à sable -ultrafiltration avec une valeur maximale de 31,66 pour ultrafiltration (UF1) et 111,66 pour ultrafiltration (UF2).

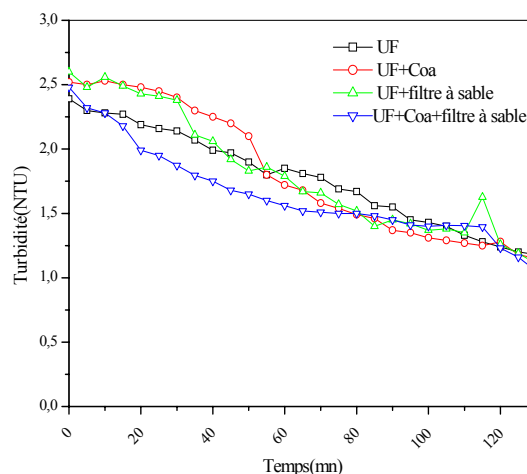
De même nous avons constatée que le flux de perméat pour une membrane d'ultrafiltration (UF2) est plus important que celui de l'ultrafiltration (UF1) avec une diminution du flux de 23,84% et 50,75%. Ceci est dû à la différence des seuils de coupure des deux membranes (UF1) et (UF2).

### 3.1.2. Evolution de la turbidité

L'évolution de la turbidité avec et sans coagulation et filtration bicouche en fonction du temps, pour les membranes d'ultrafiltration, sous une vitesse de circulation de 2,5 m/s et une pression transmembranaire de 1 bar, est représentée dans les figures III.27 a et b.



(a) Ultrafiltration (UF1)



(b) Ultrafiltration (UF2)

**Figure III.27:** Evolution de la turbidité avec et sans coagulation et filtration bicouche en fonction du temps d'ultrafiltration  $U=2,5m/s$ ,  $\Delta P=1bar$

La figure III.27 montre une importante réduction de la turbidité dans tous les cas de la filtration de l'eau de mer.

En l'absence de coagulant, la turbidité de l'eau filtrée par ultrafiltration passe de 2,59 NTU à 0,61 NTU, soit un taux de réduction de 76,45% et pour une eau microfiltrée, la turbidité passe de 2,39 NTU à 1,18 NTU, soit un taux de réduction de 50%. Par contre, l'ajout de coagulant a donné un taux de réduction de 82,72% en passant de 2,72 NTU à 0,47 NTU et un taux de réduction de 54,36% en passant de 2,52 NTU à 1,15 NTU respectivement pour l'ultrafiltration UF1 et UF2.

Concernant l'importance du traitement par la coagulation-floculation et la filtration bicouche sur sable-anthracite, nous avons remarqué que la coagulation et la filtration bicouche sur sable et anthracite permettent de réduire la turbidité de 2,60 NTU à 0,30 NTU pour l'ultrafiltration UF1 et de 2,6 NTU à 1,11 NTU pour l'ultrafiltration UF2, soit des taux de réduction de 88,66% et 57,69%, prouvant ainsi l'intérêt du couplage de la coagulation et de la filtration bicouche avec les membranes.

La qualité de l'eau traitée par ultrafiltration UF1 est supérieure à celle obtenue par ultrafiltration UF2 avec un taux de réduction de la turbidité pour l'ultrafiltration UF1 est 88,66% et pour l'ultrafiltration UF2 est de 57,66%.

D'une façon générale, la filtration membranaire est très efficace pour réduire la turbidité de l'eau de mer.

#### **4. Conclusion**

L'étude du prétraitement de l'eau de mer par les membranes, telles que l'ultrafiltration, donne des résultats encourageants. En effet, nous avons abouti à une augmentation du flux du perméat et à une bonne réduction de la turbidité (0,21 NTU), après traitement conventionnel avant la séparation membranaire.

# Conclusion Générale

## CONCLUSION GENERALE

Ce travail s'inscrit dans le cadre de l'étude du prétraitement de l'eau de mer destinée à alimenter la station de dessalement de Corso, utilisant la technique de l'osmose inverse en vue de la production d'une eau potable.

Le manque d'efficacité du prétraitement réalisé à l'échelle industrielle au niveau de cette station, nous a incité à effectuer une étude à l'échelle laboratoire afin d'optimiser et d'améliorer l'efficacité des différents procédés du prétraitement physico-chimique, à savoir : l'adoucissement, la coagulation-floculation et la filtration sur sable. Un traitement complémentaire par ultrafiltration a été testé pour éliminer au maximum les particules colloïdales et les matières en suspension, dans le but de protéger les membranes d'osmose inverse et de prolonger la durée de leur utilisation.

La première partie de ce travail a été réalisée sur le site même de la station, a révélé que les membranes sont colmatées irréversiblement après une durée de fonctionnement de trois ans, ceci est dû à la mauvaise qualité de l'eau prétraitée, causée principalement par un dysfonctionnement au niveau du procédé de coagulation-floculation et notamment au niveau de la filtration sur sable. En effet, les résultats des analyses de l'eau prétraitée, nous ont permis de conclure que le prétraitement n'est pas adéquat pour protéger les membranes; la dégradation de ces dernières a été confirmée par l'analyse microscopique à balayage électronique et par la diffraction ; il en résulte que même les normes de potabilité ne sont pas satisfaites.

Les essais du prétraitement chimique, ont montré que le traitement par coagulation-floculation permet d'augmenter le taux de réduction de la turbidité à pH = 6 pour différentes valeurs de la turbidité initiale de l'eau. Une réduction optimale de 93,5% a été enregistrée pour une concentration de  $\text{FeCl}_3$  égale à 2 mg/L avec une turbidité de l'eau de mer de 2,3 NTU. Ces résultats ont été associés au prétraitement physique et membranaire.

L'adoucissement chimique de l'eau de mer donne un bon rendement en termes de réduction de la dureté avec l'utilisation de la soude. L'introduction du produit de précipitation chimique (la chaux, le carbonate de sodium et la soude caustique) engendre une augmentation de la turbidité qui dépasse 9 NTU, ceci peut entraîner un colmatage des membranes d'osmose inverse. Pour cela, dans la suite de notre travail, nous avons écarté l'utilisation ce procédé.

Le prétraitement de l'eau de mer par la filtration bicouche de sable et d'anthracite couplée à la coagulation-floculation, donne de bon résultat de la qualité de l'eau en terme de turbidité et des matières en suspension avec des taux de 85,93% et 88,64% respectivement.

La combinaison coagulation-filtre à sable-ultrafiltration est encore plus efficace pour réduire la turbidité comparée au prétraitement sans filtration membranaire. Un rendement de 91,53% a été atteint.

Ces résultats permettent de conclure que le procédé de coagulation-floculation couplé à la filtration sur sable et à la filtration membranaire, permet de produire une eau de bonne qualité en termes de turbidité et d'alimenter des membranes d'osmose inverse sans risques imminents de colmatage.

# Références Bibliographiques

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] Lugan H, Fethi K, (2008), Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres par osmose inverse: les bonne pratique d'ingénierie (WORK SHOPE), MEDRC (27-3).
- [2] Desjardins R, (1990), Le traitement des eaux, Editions de l'école polytechnique de Montréal, 2éme édition, Paris.
- [3] Maurel A, (2007), Dessalement de l'eau de mer, Technique de l'ingénieur J2700 (11-22).
- [4] Mémento technique de l'eau, (1995), L'eau: ses propriété, Processus élémentaires du génie physico-chimique en traitement de l'eau, Tome 1, Edition de cinquantenaire, Dixième édition, Paris.
- [5] Cardot C, (1999), Les traitements de l'eau du génie de l'environnement "procédés physico chimiques et biologiques", Edition ellipses, Paris.
- [6] Lefebver M Y, (1993), Comité des techniciens, Circuits eaux de mer: Traitement et Matériau, édition technip, Paris.
- [7] Gaid K, (2007), Le dessalement des eaux par osmose inverse: l'expérience de véolia water, Desalination 203 (1-14).
- [8] Roth E, Fabre B, Faller B, (1998) Study of fouling of reverse osmosis membranes used to produce water for hemodialysis, Revue des sciences de l'eau 3 (409-427).
- [9] Bosch A P, Leboeuf P P, Gisbert J, Sánchez Martos F, Vallejos A, Forages littoraux et usines de dessalement, Doctores en Ciencias Geológicas.
- [10] Al-Shammiri M, (2000), Evaluation of two different antiscalants in real operation at the Doha research plant, Desalination 128 (01-16).
- [11] Redondo J A, Lomax I, (2001), Y2K generation FILMATEC RO membranes combined with new pretreatment techniques to treat raw water with high fouling potential: summary of experience, Desalination 136 (287-306).
- [12] Gloede M, Melin Th, (2008), Physical aspect of membrane scaling, Desalination 224 (71-75).
- [13] Kettab A, (2001), Les ressources en eau en Algérie: stratégies, enjeux et vision, Desalination 136 (25-33).
- [14] Kehal S, (2001), Rétrospective et perspectives du dessalement en Algérie, Desalination 136 (35-42) Paris.

- [15] Mooij C, (2007), Hama Water Desalination Plant: planning and funding, *Desalination* 203 (107–118).
- [16] Maurel A,(2007), Traitement des eaux avant utilisation des Matière particulaires, *Technique de l'ingénieur G1, G1170* (11-22).
- [17] Ronan T, Annabelle C, Dominique W, Hervé S, Guy R, (2005), Etude de la coagulation-floculation pour l'élimination des matières organiques dissoutes, *Récents Progrès en Génie des Procédés*, Edition Lavoisier, Paris.
- [18] Bouchard C, Serodes J B, Rodriguez M J, Li H, (2003), Occurrence of THMs and HAAs in experimental chlorinated waters of the Quebec City area (Canada), *Chemosphere* 51 (253–263).
- [19] Masschlein W J, (1996), *Processus unitaire du traitement de l'eau potable*, Edition lavoisie,
- [20] Duan J, Gregory J, (2003), Coagulation by hydrolysing metal salts, *Advances in Colloid and Interface Science* 100 (475–502) 102.
- [21] Qin J J, Htun Oo M, Kiran A. Kekre, Knops F, Miller P, (2006), Impact of coagulation pH on enhanced removal of natural organic matter in treatment of reservoir water, *Separation and purification Technology* 49 (295-298).
- [22] Cathalifaud G, Ayele J, Mazet M, (1997), Aluminium ions/organic molecules Complexation: formation constants And stoichiometry. Application to Drinking water production, Printed in Great Britain 31 (689-698).
- [23] Van Benschoten JE, Edzwald J.K, (1990), Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-II, Coagulation of fulvic acid using alum and polyalumhurn chloride, *Water Research* 12 (1527-1535).
- [24] Kang L S, Cleasby J L, (1995), Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant, *Journal of Environmental Engineering* (893-901).
- [27] Rossini M, Garrido J G, Galluzzo M, (1998), Optimization of the coagulation-flocculation treatment: influence of rapid mix parameters 33 (1817-1826).
- [28] Ellis V, Scully M, Kakkar V, (1983), The effect of divalent metal cations on the human coagulation, *Biochimica et Biophysica Acta* 747 (123-129).
- [29] Lee J, Chab J H, Ben Aimc R, Hand K B, Kimb CW, (2008), Fiber filter as an alternative to the process of flocculation–sedimentation for water treatment, *Desalination* 231 (323–331).
- [30] Bonnelye V, Angel Sanz M, Durand J P, Plasse L, Gueguen F, Mazounie P, (2004), Revers osmosis on open intake seawater: pretreatment strategy, *Desalination*, 167 (191-200).
- [32] Tenzer B, Adin A, Priel M, (1999), Seawater filtration for fouling prevention under stormy conditions, *Desalination* 125 (77-88).

- [33] Hargesheimer E E, Watson S B, (1996), Drinkins water treatment options for taste and odor control, *Water Research* 30 (1423-1330).
- [34] *Mémento technique de l'eau*, (1995), Les filtres, Tome 2, Edition de cinquanteenaire, Dixième édition, Paris.
- [36] Amirtharajah A, (1993), Optimum backwashing of tilters with air scour: a mini-review. *Water Science and Technology* 27(195-211).
- [37] Mitroulia SG, Yiantsiosa AJ, Karabelas M., Mitrakas M, Follesdal PA, Kjolseth, (2008) ,Pretreatment for desalination of seawater from an open intake by dual-media filtration: Pilot testing and comparison of two different media, *Desalination* 222 (24–37).
- [38] Zouboulis A, Traskasa G, Samaras P, (2007), Comparison of single and dual media filtration in a full-scale drinking water treatment plant, *Desalination* 213 (334–342).
- [39] Maurel A, (2007), Traitement, des eaux avant utilisation Filières de traitement, *Technique de l'ingénieur*, G1, G1172 (11-17).
- [40] *Mémento technique de l'eau*, (1995), Séparation par membrane, Tome 2, Edition de cinquanteenaire, Dixième édition, Paris.
- [41] Brun J P, (1993), Procédé des séparations par membranes «Transport Techniques membranaires Applications», édition tecnip, paris.
- [42] Yiantsios S G, Karabelas A J, (2003), An assessment of the Silt Density Index based on RO membrane colloidal fouling experiments with iron oxide particles, *Desalination* 15 (229-238).
- [43] Vial D, Doussau G, (2003), Comparison of three pilot studies using Microza membranes for Mediterranean seawater pre-treatment, *Desalination* 156 (43-50).
- [44] Wilf M, Klinko K, (1998), Effective new pretreatment for seawater reverses osmosis systems, *Desalination* 117 (323-331).
- [45] Nicolaisen B, (2002), Developments in membrane technology for sweater treatment, *Desalination* 153 (355-360).
- [45] Lahoussine-Turcaud V, Wiesner M, Bottero J Y, Mallevalle J, (1992), Coagulation-Flocculation with filtration aluminium salts: influence on the filtration efficacy with microporous membranes, *Printed in Great Britain* 26 (695-702).
- [46] Mosseta A, Bonnelye V, Petry M, Angel Sanz M, (2008), The sensitivity of SDI analysis: from RO feed water to raw water, *Desalination* 222 (17–23).
- [47] Schippers JC, Verdouw J, Hofman J M, (1980), Pretreatment of revers osmosis feedwater by means of in line coagulation, *Desalination* 32 (103-112).
- [48] Nicolaisen B, (2002), Developments in membrane technology for sweater treatment, *Desalination* 153 (355-360).

- [50] Adrian P T, (2004), Étude comparée du colmatage en nanofiltration et en ultrafiltration d'eau de surface, Faculté des sciences et de Génie Université Laval Quebec, Octobre.
- [51] Rahni M, Legube B, (1995), Mechanism of salicylic acid precipitation by Fe(III) coagulant, Printed in greed Britain 30 (1149-1160).
- [52] Teng CK, Hawlader MNA, Malek A, (2003), An experiment with different pretreatment methods; Desalination 156 (5 1-58).
- [53] Leparc J, Rapenneb S, Courties C, Lebaron P, Philippe Croué J, Jacquemet V, Turner G, (2007), Water quality and performance evaluation at seawater reverse osmosis plants through the use of advanced analytical tools, Desalination 203 (243–255).
- [54] Durham B, Walton A., (1999), Membrane pretreatment of reverse osmosis: long-term experience on difficult waters, Desalination 122 (157-170).
- [55] Mohammadi T, Kazemi Moghadam M, Madaeni SS, (2002), Hydrodynamic factors affecting flux and fouling during reverse osmosis of seawater; Desalination; 151 (239-245).
- [56] Munoz Elguera A, Pérez Baez SO, (2005), Development of the most adequate pre-treatment for high capacity seawater desalination plants with open intake, Desalination 184 (1153-1163).
- [57] Fethi K, Habib C, (2001), Performances de la Station de Dessalement de Gabès (22,500 m<sup>3</sup>/j) apres cinq ans de fonctionnement, Dessalination, 136 (263–272).
- [58] Bannoud A H, Darwich Y, (2007), Elimination des ions fluorures et manganeses contenus dans les eaux par nanofiltration, Desalination 206 (449–456).
- [59] Ahmed.Al-Rammah, (2000), The application of acid free antiscalant to mitigate scaling in reverse osmosis membranes, Desalination, 132 (83-87).
- [60] Rodier J, (2005), Analyse de l'eau, Série Environnement et Sécurité, 8ème Edition Dund, Paris.
- [61] Document de service technique Hytranaotics
- [62] Vial D, Doussau G, (2002), The use of microfiltration membranes for seawater pre-treatment prior to reverse osmosis membranes, Desalination 153 (141-147).
- [63] Petry M, (2007), The El Coloso (Chile) reverse osmosis plant, Desalination 203 (141–152).
- [64] Chua KT, Hawlader MNA, Malek A, (2003), Pre-treatment of seawater: Results of pilot trials in Singapore, Desalination 159 (225-243).
- [65] Antonio J, Ramirez L, (2002), Comparison studies of feed water pre-treatment in a reverse osmosis pilot plant, Desalination 144 (347-352).

- [66] Isaias NP, (2001), Experience in reverse osmosis pre-treatment, *Desalination*, 139 (57-64).
- [67] Al-Sofi MAK. A, Hassan A M, Osman A H, Ghani A, Dalvi I, Mohammad NM, Ghulam M.M, Bamardouf K, (2000), Optimization of hybridized seawater desalination process. *Desalination* 131 (147-156).
- [68] Hassan A M, Farooque A.M, Jamaluddin ATM, Amoudi AS A, Al-Sofi M, Al-Rubaian AF, Kither N.M, Al-Tisan IAR, Rowaili A, (2000), A demonstration plant based on the new NF-SWRO process, *Desalination* 131(157-171).
- [69] Lefebvre E, Legube B, (1993), Coagulation-flocculation par le chlorure ferrique de quelque acides oraganique et phenols en solution aqueuse, *Water Research* 27 (433-447).
- [70] Tambo N, Tasuku K, (1998), Coagulation and flocculation on water quality matrix, *Water Science and Technology* 37(31-41).
- [71] Adachi Y, Cohen Stuart MA, Fokkink R, (1995), Dynarnic aspects of bridging flocculation studied using standardized mixing, *Journal of colloid and Interface science* 167 (346-351).
- [72] Narkis N, Ghattas B, Rebhun M, Rubin AJ, (1997), The mechanism of flocculation with alurninum salts in combination with polymeric flocculants as flocculant aids, *Water Science and Technology* 9(85-91).
- [73] Brejchova, Brejchova D, Wiesner MR, (1982), Effect of delaying the addition of polymenc coagulant-aid on settled water turbidity, *Water Science AND technology* 26 (2281-2284).
- [74] El-Manharawy S, Hafez A, (2002), Study of seawater alkalinization as a promozing RO pre-treatment method, *Desalination* 153 (109-120).
- [75] Manuel d'analyse de Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger (SEAAL).

## Résumé

Le travail que nous présentons porte sur une étude des prétraitements en osmose inverse pour une eau de mer : cas de la station de Corso. Il est subdivisé en deux grandes parties, une première réalisée à l'échelle industrielle, au niveau de la station de dessalement de Corso de la Wilaya de Boumerdes. La deuxième partie a été effectuée au laboratoire en s'intéressant aux prétraitements de l'eau de mer en utilisant différents procédés de réduction des particules colloïdales et des matières en suspension et notamment la dureté tels que, la coagulation floculation, l'adoucissement chimique, la filtration sur sable et les procédés à membrane par ultrafiltration.

Afin de produire une eau prétraitée de bonne qualité physico-chimique et bactériologique conforme à l'alimentation des membranes d'osmose inverse ; nous avons étudié l'efficacité du prétraitement de la station de Corso, en évaluant la qualité physico chimique et bactériologique de l'eau à la sortie de chaque étape de prétraitement et notamment l'évolution de l'eau pré-filtrée en termes de turbidité et d'indice de densité de sel (SDI), ainsi que la performance du système d'osmose inverse selon les conditions de fonctionnement. Par la suite, une analyse par microscopie à balayage électronique et une analyse par diffraction X ont été effectuées dans le but de déterminer la morphologie des membranes et identifier les substances colmatant non retenues par le prétraitement. Ce qui nous a permis de mettre en évidence la dégradation de la membrane, ainsi que la présence de la matière minérale composée de calcium, de magnésium et de fer.

Le dysfonctionnement de la station de Corso, nous a incité à orienter nos travaux au niveau du laboratoire afin de proposer des prétraitements qui puissent permettre d'améliorer la qualité de l'eau produite par cette station, conforme aux normes des eaux d'alimentation des membranes d'osmose inverse sans le risque de les colmater.

**Mots clés:** dessalement, eau de mer, colmatage, prétraitement, colloïdes

## Summary

This work concerns the study of the pretreatment in reverse osmosis for a sea water from the Corso plant. It's divided in two parts the first one which has been realized at the Corso plant desalination ( Boumerdes). In the second part, it was conducted using different processes to reduce colloidal particles of suspended solids including such as hardness, coagulation flocculation, softening chemical sand filtration processes and by ultrafiltration membrane.

In order to produce a pretreated water of good quality chemical and bacteriological accordance with the feeding of the reverse osmosis membranes, we have studied the efficiency of the pretreatment plant of Corso, by assessing the chemical and physical analysis and water bacteriological quality of each step of the pre-treatment and such as well as the evolution of the pre-filtered water in turbidity terms in particular the evolution of pre-filtered water in terms of turbidity and silt density index (SDI) and system performance as reverse osmosis operating conditions. Thereafter, an analysis by scanning electronic microscopy and analysis by diffraction X have been realised in order to determine the morphology of the membranes and identify of the fouling substances not retained by the pretreatment. This has allowed us to highlight the deterioration of the membrane and the presence of the mineral composed of calcium, magnesium and iron.

According to a malfunction of the Corso plant, we have decided to direct our work at the laboratory to propose some pre-treatment which will allow an improvement of the water quality, produced by this plant, according to the norms of the feeding water, of the reverse osmosis membranes.

**Keywords:** Desalination - sea water- fouling , pre-treatment colloids