

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

École Nationale Polytechnique



Département d'Hydraulique

Laboratoire de Recherches des Sciences de l'Eau

Thèse de Doctorat

En Hydraulique

Préparé par :

M'Hamed BELKACEM FILALI

---

# L'impact du rejet de la saumure sur l'environnement : Cas de quelques stations de dessalement en Algérie

---

Sous la direction de Mohamed BESSENASSE

Professeur

Présentée et soutenue publiquement le 23 Novembre 2024 devant le jury composé de :

<b>Présidente</b>	Mme. BENMAMAR Saadia	Professeur	ENP-Alger
Rapporteur	M. BESSENASSE Mohamed	Professeur	USD-Blida
Co-rapporteur	M. KETTAB Ahmed	Professeur	ENP-(retraite)
Examineur	M. CHERGUI Abdelmalek	Professeur	ENP-Alger
Examineur	M. GUENDOZ Abdelhamid	Professeur	USD-Blida
Examineur	M. TACHI Salah Eddine	MCA	Université de Annaba



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
École Nationale Polytechnique



Département d'Hydraulique  
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'Eau

## Thèse de Doctorat

En Hydraulique

Préparé par :

M'Hamed BELKACEM FILALI

---

# L'impact du rejet de la saumure sur l'environnement : Cas de quelques stations de dessalement en Algérie

---

Sous la direction de Mohamed BESSENASSE

Professeur

Présentée et soutenue publiquement le 23 Novembre 2024 devant le jury composé de :

<b>Présidente</b>	Mme. BENMAMAR Saadia	Professeur	ENP-Alger
Rapporteur	M. BESSENASSE Mohamed	Professeur	USD-Blida
Co-rapporteur	M. KETTAB Ahmed	Professeur	ENP-(retraite)
Examineur	M. CHERGUI Abdelmalek	Professeur	ENP-Alger
Examineur	M. GUENDOOUZ Abdelhamid	Professeur	USD-Blida
Examineur	M. TACHI Salah Eddine	MCA	Université de Annaba

ENP 2024

# Dédicaces

*À ma famille, à mes amis*

# Remerciements

Ce travail n'aurait pas été possible sans l'intervention, consciente, d'un grand nombre de personnes... En préambule à cette nous remercions "**ALLAH**" le tout puissant et miséricordieux, qui nous aide et nous donne la patience et le courage durant ces longues années d'étude, de guidé sur le droit chemin tout au long du travail et nous a aspiré les bons pas et les justes reflexes. Sans sa miséricorde, ce travail n'aura pas abouti.

Je voudrais tout d'abord adresser ma profonde gratitude à mes directeurs de thèse. **M. BESSENASSE** et **A. KETTAB** d'avoir encadré ce travail et pour la confiance et l'autonomie que vous m'avez accordés. Je vous exprime toute ma gratitude de m'avoir guidée et largement conseillée et m'orienté toujours sur le bon chemin tout au long de cette thèse.

A la présidente du jury, la Professeur **Mme S. BENMAMAR**. Vous nous faites un très grand honneur de présider ce jury. Je vous remercie de vos qualités professionnelles et votre rigueur, sont pour nous des exemples à suivre.

Nos vifs remerciements vont également aux membres du jury **Mr A. CHERGUI**, **Mr S. TACHI** et **Mr A. GUENDOZ**, pour l'intérêt qu'ils ont porté à notre recherche en acceptant d'examiner notre travail et de l'enrichir par leurs propositions.

Nos remerciements s'étendent également aux **chefs des quatre stations de dessalements** et a **Mr F. Fouad** Chef de projet chez **Algerien Energy Company (AEC)**, à **Mr BOURAS OMAR** Professeur au Département de génie des procédés, Université Saad DAHLAB-Blida1 qui nous ont apporté leurs aides et qui ont contribué à l'élaboration de cette thèse.

Je tiens aussi à remercier très vivement **Mr FELLAG MUSTAFA** et **Mr ABDELLI MOHAMED**, doctorant de la faculté des sciences de la nature et de la vie de l'Université Saad DAHLAB-Blida1 pour ces collaborations active au cour de la réalisation de ce travail.

Nos remerciements s'adressent également à **tous les enseignants et le personnel du département d'hydraulique de l'École Nationale Polytechnique** et l'Université Saad DAHLAB-Blida1.

Enfin, j'adresse mes plus sincères remerciements à tous mes proches et amis, qui m'ont toujours soutenu et encouragé au cours de la réalisation de cette thèse, et toute autre personne qui a contribué de près ou de loin au bon déroulement de ce travail.

Merci à tous et à toutes.

## ملخص

في السنوات الأخيرة، قامت الجزائر بتنفيذ برنامج طموح يهدف إلى تركيب محطات تحلية لحل مشاكل الإمداد المتزايدة بالمياه، التي تفاقمت نتيجة للزيادة السكانية، والتطور الصناعي والزراعي، بالإضافة إلى الجفاف. حاليًا، يتم إجراء معظم تحلية مياه البحر في بلادنا باستخدام عملية التناضح العكسي.

هدف هذه الأطروحة هو وصف تأثيرات نفايات مصانع التحلية بالتناضح العكسي (SWRO) على البيئة المستقبلية، ودراسة الحلول الممكنة لتقليل تأثيرها. تركز دراستنا على أربعة محطات تحلية كبيرة (حمة، فوكة، تنس ومستغانم) الموجودة على طول الساحل الجزائري. تم إجراء تحاليل فيزيائية-كيميائية لمياه البحر والملح الزائد لشرح تأثير هذه المعلمات المختلفة.

كشفت الدراسة التجريبية أن كمية كبيرة من الملوحة والمواد الكيميائية الأخرى المستخدمة في المعالجة الأولية يتم إلقاؤها مباشرة في البيئة البحرية، مما قد يكون له عواقب ضارة على المدى الطويل على البيئة المستقبلية.

لتحديد هذا السلوك، تم تطوير نموذج اختلاط هيدرودينامي لتوقع تركيزات الملح السائل والمعلومات الرئيسية في البيئة البحرية من خلال ربط نموذج الاختلاط في المجال القريب CORMIX لتحسين التصميم في المنطقة السفلى (المصب) مع نموذج نقل المجال البعيد Delft3D لتحقيق التوجيه الأمثل للمنطقة السفلى (المصب).

تم تقييم تطبيق هذا النموذج والتحقق من صحته ، بالإضافة إلى خصائص التخفيف لمصبات الغواصة المستقبلية لمحطة فوكا. أظهرت النتائج أنه إذا كانت بيانات الإدخال عالية الجودة ، فإن النموذج يصبح أداة إدارة فعالة وموثوقة لتقييم الآثار البيئية للنفايات السائلة.

**الكلمات الدالة :** Delft-3D-Flow ، CORMIX ، تحلية المياه ، الناشر ، البيئة ، النمذجة ، محلول ملحي.

## **ABSTRACT**

In recent years, Algeria has embarked on an ambitious program to install desalination plants to address the growing water supply problems exacerbated by population growth, industrial and agricultural development, and drought. Currently, the majority of seawater desalination in our country is carried out using the reverse osmosis process.

The objective of this thesis is to describe the effects of discharges from reverse osmosis desalination plants (SWRO) on the receiving environment and to examine solutions to reduce their impact. Our study focuses on four major desalination plants (Hamma, Fouka, Tenes and Mostaganem) located along the Algerian coast. Physico-chemical analyses of seawater and brine were conducted to explain the influence of these different parameters.

The experimental study revealed that a large amount of salinity and other chemicals used in pretreatment are directly discharged into the marine environment, which can have long-term detrimental consequences on the receiving environment.

To determine this behavior, a hydrodynamic mixing model was developed to predict the concentrations of brine liquid and key parameters in the marine environment by coupling the near-field mixing model CORMIX for optimizing downstream design with the far-field transport model Delft3D for optimal downstream positioning.

The application and validation of this model, as well as the dilution characteristics of the future submarine outfall of the Fouka plant, were evaluated. The results showed that if the input data is of high quality, the model becomes an effective and reliable management tool for assessing the environmental impacts of effluents.

**Keywords:** *CORMIX, Delft-3D-Flow, Desalination, Diffuser, Environment, Modeling, Brine.*

## **RESUME**

Ces dernières années, l'Algérie a entrepris un programme ambitieux visant à installer des stations de dessalement afin de résoudre les problèmes croissants d'approvisionnement en eau, exacerbés par l'explosion démographique, le développement industriel et agricole, ainsi que la sécheresse. Actuellement, la majorité du dessalement de l'eau de mer dans notre pays est réalisée par le procédé d'osmose inverse.

L'objectif de cette thèse est de décrire les effets des rejets des usines de dessalement par osmose inverse (SWRO) sur le milieu récepteur, et d'examiner les solutions permettant de réduire leur impact. Notre étude se concentre sur quatre grandes stations de dessalement (Hamma, Fouka, Ténès et Mostaganem), situées le long de la côte algérienne. Des analyses physico-chimiques de l'eau de mer et de la saumure ont été effectuées afin d'expliquer l'influence de ces différents paramètres.

L'étude expérimentale a révélé qu'une grande quantité de salinité et d'autres produits chimiques utilisés dans le prétraitement sont directement déversés dans le milieu marin, ce qui peut avoir des conséquences néfastes à long terme sur milieu récepteur.

Pour déterminer ce comportement, Le modèle hydrodynamique de mélange a été développé pour prédire les concentrations de saumure liquide des paramètres clés dans l'environnement marin en couplant le modèle de mélange en champ proche CORMIX pour optimiser la conception en aval avec le modèle de transport en champ lointain Delft3D pour un positionnement optimal en aval.

L'application et la validation de ce modèle, ainsi que les caractéristiques de dilution du futur émissaire sous-marin de la station de Fouka, ont été évaluées. Les résultats ont montré que si les données d'entrée sont de haute qualité, le modèle devient un outil de gestion performant et fiable pour l'évaluation des impacts environnementaux des effluents.

**Mots clés :** *CORMIX, Delft-3D-Flow, Dessalement, Diffuseur, Environnement, Modélisation, Saumure*

## Table des matières

Liste des tableaux .....

Liste des figures .....

<b>Introduction générale .....</b>	<b>15</b>
1 Contexte .....	15
2. Énoncé du problème .....	16
3 Signification (Intérêt de la recherche) .....	17
4 Méthodologie de recherche :.....	17
5 Structure de la thèse .....	18
<b>1 Généralités sur le dessalement.....</b>	<b>20</b>
1.1 Introduction.....	20
1.2- Historique du dessalement.....	20
1.3 Le dessalement est la solution vitale pour la crise mondiale de l'eau : .....	22
1.4 Le dessalement en Algérie :.....	24
1.5 Procédé de dessalement .....	29
1.6 Classification des procédés de dessalement.....	29
1.7- Processus d'osmose inverse (OI).....	31
1.7.1- Technologie des membranes d'osmose inverse .....	32
1.7.2. Structure chimique des membranes.....	32
1.7.3 Membranes composites en polyamide.....	33
1.7.4. Configurations des modules à membrane.....	34
1.7.5 Membranes à fibres creuses (HFF).....	35
1.7.6 Membranes à spirale.....	36
1.7.7 Caractéristiques des membranes : .....	37
1.7.8 Systèmes de récupération d'énergie et consommation d'énergie spécifique .....	39
1.7.9 Le système de récupération d'énergie PX.....	42
1.7.10- Procédés et systèmes de prétraitement .....	43
1.7.11. Avantages des procédés d'osmose inverse.....	46
1.8 Distillation à détente successives ou multi-stage flash (MSF) : .....	46

1.9 Distillation par compression de vapeur (CV) .....	48
1.10 Avantages des systèmes de dessalement thermique : .....	49
1.11 Inconvénients des systèmes de dessalement thermique : .....	50
1.12 - Processus d'électrodialyse (ED).....	50
1.13- Dessalement solaire .....	52
1.14 Avantages et inconvénients des systèmes solaires .....	53
1.15 Durabilité et défis des technologies de dessalement : .....	53
<b>2 Rejets et impacts des usines de dessalement .....</b>	<b>57</b>
2.1. Introduction .....	57
2.2 Système de prise d'eau.....	58
2.3. Systèmes de traitement .....	59
2.4 Post-traitement .....	61
2.5 La saumure des stations de dessalement :.....	62
2.5.1 Définition de la saumure : .....	62
2.5.2 Caractéristiques de l'effluent de la saumure : .....	62
2.5.3 Quantité de la saumure .....	64
2.5.4 Qualité de la saumure .....	65
2.6 Impacts environnementaux du rejet de saumure : .....	66
2.6.1 Effet de la salinité et de la température : .....	67
2.6.2 Effets dus aux produits de la corrosion : .....	68
2.6.3 Effet des agents antitartre : .....	69
2.6.4 Effet des Agents antisalissures .....	70
2.6.5 Effet des coagulants.....	70
2.6.6 Effets des agents antimousses .....	71
2.6.7 Effets des produits chimiques de nettoyage .....	71
2.6.8 Impact des saumures sur l'écologie marine : .....	72
2.6.9 Impact de la saumure sur le sol et les eaux souterraines : .....	75
2.7 Méthodes conventionnelles d'élimination de la saumure :.....	76
2.8 Comparaison des coûts : .....	79
2.9 Systèmes d'élimination de la saumure marine : .....	80
2.10 Normes environnementales et les aspects réglementaires :.....	82
<b>3 Etude du rejet de la saumure de quatre stations de dessalement en Algérie .....</b>	<b>84</b>

3.1	Introduction .....	84
3.2	Les quatre stations de dessalement .....	85
3.2.1	Station d'El Hamma. ....	85
3.2.2	Station de Fouka. ....	86
3.2.3	Station de Ténès. ....	87
3.2.4	Station de Mostaganem. ....	88
3.3	Traitement et analyse des échantillons d'eau .....	89
3.3.1	Interprétation des résultats des eaux de mer et de la saumure des quatre stations ..	89
3.3.2	Corrélation entre la salinité (TDS) et les rejets de saumure .....	94
3.3.3	Analyse en composantes principales (ACP) .....	98
<b>4</b>	<b>Modélisation hydrodynamique des rejets de la saumure des usines de dessalement .....</b>	<b>105</b>
4.1	Introduction .....	105
4.2	Caractéristiques de la diffusion.....	105
4.3	Le champ proche.....	106
4.3.1	Dynamique du mélange de jet submergé .....	106
4.3.2.	Les limites d'interactions et la stabilité du champ proche .....	108
4.3.3.	Mélange de jet en surface .....	111
4.4	Le champ lointain.....	112
4.4.1	Processus de propagation de flottabilité .....	113
4.4.2	Processus de diffusion passive dans le milieu ambiant .....	114
4.5	Modèles de décharge de la saumure .....	115
4.5.1	Objectifs de conception de rejet de saumure .....	116
4.6	Modèles hydrodynamiques .....	117
4.6.1.	Modèles de champ proche .....	118
4.6.2	Modèles de champ lointain.....	119
4.7	Études de couplage des modèles hydrodynamique .....	122
4.8	Approche de couplage (CORMIX-Delft3D) .....	123
4.8.1	Couplage étape 1 : Pré-traitement .....	123
4.8.2	Couplage étape 2 : CorTime .....	124
4.8.3	Couplage étape 3 : Post-traitement.....	124
4.8.5	Couplage étape 5 : Delft3D-FLOW .....	124
<b>5</b>	<b>Modélisation et conception des rejets d'évacuation de saumure : cas de l'usine de dessalement de Fouka .....</b>	<b>126</b>

5.1 Description de l'usine .....	126
5.2 Aspects technologiques.....	127
5.3 Problématique et méthodologie de calcul.....	128
5.4 Conditions de l'étude.....	129
5.5 Résultat et discussion.....	130
5.6 Résumé des simulations.....	136
<b>Conclusion et recommandations .....</b>	<b>139</b>
<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>142</b>
<b>Annexes .....</b>	<b>158</b>

# LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1.1 LISTE DES STATIONS DE DESSALEMENT EN ALGÉRIE. ....	26
TABLEAU 1.2 LISTE DES STATIONS EN SERVICE SELON LE PLAN D'URGENCE. ....	28
TABLEAU 1.3 LISTE DES GRANDES (MÉGA-STATIONS) EN COURS DE CONSTRUCTION POUR L'ANNÉE 2024 .....	28
TABLEAU 1.4 VARIATION TYPIQUE DU REJET DE DIVERS IONS.....	52
TABLEAU 2.1 PRÉTRAITEMENT DE L'EAU DE MER AVANT OSMOSE INVERSE.....	62
TABLEAU 2.2 PROPRIÉTÉS TYPQUES DES EFFLUENTS DES USINES DE DESSALEMENT D'EAU DE MER RO ET THERMIQUE MSF .....	65
TABLEAU 2.3 CARACTÉRISTIQUES CHIMIQUES DE LA SAUMURE PAR RAPPORT À L'EAU DE MER. ....	70
TABLEAU 2.4 : RÉSUMÉ DES PHASES DE PRÉTRAITEMENT ET POST-TRAITEMENT AU COURS DE LA PRODUCTION D'EAU POTABLE PAR DESSALEMENT. ....	71
TABLEAU 2.4: LES DIFFÉRENTS TYPES DE REJET EFFECTUÉS PAR L'USINE DE DESSALEMENT OI, AVEC LEURS EFFETS SUR LE MILIEU MARIN.....	76
TABLEAU 2.5 LES DIFFÉRENTS TYPES DE REJET EFFECTUÉS PAR L'USINE DE DESSALEMENT MSF, AVEC LEURS EFFETS SUR LE MILIEU MARIN .....	77
TABLEAU 2.6 MÉTHODES D'ÉLIMINATION DE LA SAUMURE .....	78
TABLEAU 2.7 COÛTS DE CONSTRUCTION DES MÉTHODES D'ÉLIMINATION DE LA SAUMURE POUR UNE USINE DE DESSALEMENT DE 40 000 M <sup>3</sup> /JOUR .....	82
TABLEAU 2.8 : VALEURS LIMITES DE REJETS D'EFFLUENTS INDUSTRIELS.....	86
TABLEAU 3.1 : CALCUL DES STATISTIQUES DESCRIPTIVES POUR LE TABLEAU DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE MER .....	94
TABLEAU 3.2. CALCUL DES STATISTIQUES DESCRIPTIVES POUR LE TABLEAU DES REJETS DE LA SAUMURE .....	95
TABLEAU 3.3 CORRÉLATION ENTRE LA SALINITÉ TDS ET LES PARAMÈTRES DE REJET DE LA SAUMURE.....	99
TABLEAU 3.5. VALEURS DES 16 VARIABLES DANS LES TROIS COMPOSANTES PRINCIPALES.....	106
TABLEAU 3.6 VALEUR D'ÉVALUATION GLOBALE .....	107
TABLEAU 4.1: PARAMÈTRES DU MODÈLE DE PANACHE DE DELFT3D .....	120
TABLEAU 4.2 : OUTILS DE SIMULATIONS HYDRODYNAMIQUES EN CHAMP PROCHE ET LOINTAIN .....	121
TABLEAU 4.3 MODÈLES ET MÉTHODES DE COUPLAGE .....	122
TABLEAU 5.1 CARACTÉRISTIQUES DES EFFLUENTS VERSÉS PAR L'ÉMISSAIRE SOUS-MARIN DE LA STATION .....	129
TABLEAU 5.2 CARACTÉRISTIQUES ET GÉOMÉTRIE DE L'ÉMISSAIRE .....	130
TABLEAU 5.3 VALEURS DE DILUTION À DIFFÉRENTES DISTANCES DU POINT DE DÉCHET ET PAR DIFFÉRENTS AMPLEURS DE LA VITESSE ENVIRONNEMENTALE .....	132
TABLEAU 5.4 CONFIGURATION DES DIFFUSEURS EMPLOYÉ DANS LES CALCULS DE DILUTION.....	135
TABLEAU 5.5 LONGUEUR PRÉVUE DE CONDUITE EN FONCTION DE LA PROFONDEUR MOYENNE DU POINT DE DÉCHET	136
TABLEAU 5.6 CARACTÉRISTIQUES DE LA VARIANTE RECOMMANDÉE .....	137

# LISTE DES FIGURES

FIGURE 1.1 LE STRESS HYDRIQUE EN 2040 .....	23
FIGURE 1.2 RÉPARTITION MONDIALE DES INSTALLATIONS ET CAPACITÉS DE DESSALEMENT EN M3/J.....	24
FIGURE 1.3 RÉPARTITION DES GRANDES STATIONS DE DESSALEMENT SUR LE LITTORAL ALGÉRIEN .....	29
FIGURE 1.4 CLASSIFICATION DES PROCÉDÉS DE DESSALAGE .....	30
FIGURE 1.5 SYSTÈME DE DESSALEMENT D'OSMOSE INVERSE.....	31
FIGURE 1.6 THÉORIE DU FONCTIONNEMENT DU SYSTÈME D'OSMOSE INVERSE.....	32
FIGURE 1.7 STRUCTURE CHIMIQUE DU MATÉRIAU MEMBRANAIRE EN ACÉTATE DE CELLULOSE (A) ET EN POLYAMIDE (B) .....	34
FIGURE 1.8 MEMBRANE À FIBRES CREUSE .....	35
FIGURE 1.9 ÉLÉMENT DE MEMBRANE À SPIRALE .....	37
FIGURE 1.10 COMPARAISON DU TAUX DE CONVERSION ENTRE FILTRATION CLASSIQUE ET TANGENTIELLE.....	37
FIGURE 1.11 LA SÉLECTIVITÉ D'UNE MEMBRANE D'ULTRAFILTRATION .....	39
FIGURE 1.12. SYSTÈME DE RÉCUPÉRATION D'ÉNERGIE .....	40
FIGURE 1.13 SYSTÈME DE RÉCUPÉRATION D'ÉNERGIE DE PELTON AVEC DEUX POMPES.....	41
FIGURE 1.14 SYSTÈME DE RÉCUPÉRATION D'ÉNERGIE DU TURBOCOMPRESSEUR.....	41
FIGURE 1.15 ÉCHANGEUR DE PRESSION, PX, SYSTÈME DE RÉCUPÉRATION D'ÉNERGIE .....	42
FIGURE 1.16 CONSOMMATION D'ÉNERGIE DE L'USINE SWRO EN FONCTION DU TAUX DE RÉCUPÉRATION .....	43
FIGURE 1.17 SYSTÈME DE PRÉTRAITEMENT POUR SOURCE D'EAU DE PUIITS .....	45
FIGURE 1.18 SYSTÈME DE PRÉTRAITEMENT POUR SOURCE D'EAU DE PUIITS .....	46
FIGURE 1.19 SYSTÈME DE PRÉTRAITEMENT POUR SOURCE D'EAU DE SURFACE .....	47
FIGURE 1.21 PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT D'UN SYSTÈME MSF .....	48
FIGURE 1.20 PRINCIPE DE DISTILLATION À COMPRESSION DE VAPEUR. ....	49
FIGURE 1.21 PRINCIPE D'ÉLECTRODIALYSE.....	50
FIGURE 1.22 DISTILLATEUR SOLAIRE .....	52
FIGURE 1.23 DISTILLATEUR SOLAIRE.....	53
FIGURE 1.24 CAPACITÉ MONDIALE DE DESSALEMENT PAR TECHNOLOGIE .....	54
FIGURE 2.1 TOUR D'ADMISSION OUVERTE .....	58
FIGURE 2.2 PRISE D'EAU SOUS LE FOND MARIN PAR FORAGE DIRECTIONNEL HORIZONTAL . ....	59
FIGURE 2.3 ÉTAPES TYPIQUES DE PRÉTRAITEMENT POUR LES USINES D'OSMOSE INVERSE.....	60
FIGURE 2.4 COÛTS EN CAPITAL DES PRINCIPALES OPTIONS D'ÉLIMINATION DU CONCENTRÉ EN FONCTION DU DÉBIT DE CONCENTRÉ.....	79
FIGURE 2.5 DÉCHARGE DE SURFACE PAR CANAL OU DÉVERSOIR .....	81
FIGURE 2.6 DÉCHARGE IMMERGÉE PAR TUYAU ET BUSE OU DIFFUSEUR. ....	81
FIGURE 2.7 DISPOSITION D'UN PIPELINE D'ÉMISSAIRE AVEC DIFFUSEUR MULTIPOINT. ....	82

FIGURE 3.1. SITUATION DES QUATRE STATIONS DE DESSALEMENT ÉTUDIÉES.....	85
FIGURE 3.2 STATION DE DESSALEMENT DE HAMMA .....	86
FIGURE 3.3 STATION DE DESSALEMENT DE FOUKA.....	87
FIGURE 3.4 STATION DE DESSALEMENT DE TÉNÈS. ....	88
FIGURE 3.5 STATION DE DESSALEMENT DE MOSTAGANEM .....	89
FIGURE 3.6 SCORES FACTORIELS (QUATRE STATIONS) DE F1 ET F2. ....	101
FIGURE 3.7 SCORES FACTORIELS (QUATRE STATIONS) DE F1 ET F2. ....	103
FIGURE 4.1 DIFFUSEURS MULTIPTS.....	106
FIGURE 4.2 TYPES DE MODÈLES DE JET FLOTTANT SOUS DIFFÉRENTES CONDITIONS AMBIANTES . ....	107
FIGURE 4.3 EXEMPLES DE CONDITIONS DE STABILITÉ ET D'INSTABILITÉ DU CHAMP PROCHE POUR DES DIFFUSIONS PROFONDÉMENT IMMERGÉES DE FLOTTABILITÉ POSITIVE.....	109
FIGURE 4.4 EXEMPLES DE CONDITIONS D'ATTACHEMENT DE SILLAGE ET D'ATTACHEMENT POUR DES DIFFUSIONS PROCHE DES LIMITES PROFONDES . ....	111
FIGURE 4.5 TYPES DE MODÈLES DE MÉLANGE DE JET EN SURFACE SOUS DES CONDITIONS AMBIANTES STAGNANTES ET FLUCTUANTES.....	112
FIGURE 4.6 EXEMPLE DE PROPAGATION DE FLOTTABILITÉ LE LONG DE LA SURFACE D'EAU. ....	114
FIGURE 4.7 PROCESSUS DE DIFFUSION PASSIVE AVEC ADVECTION DANS LE CHAMP LOINTAIN. ....	115
FIGURE 5.1 LOCALISATION DE L'USINE DE DESSALEMENT. ....	126
FIGURE 5.2 SYSTÈMES DE PRISE D'EAU DE MER ET D'EXUTOIRE MARIN .....	128
FIGURE 5.3 Variation de la dilution en fonction de la distance pour différentes hauteurs de la cheminée .....	131
FIGURE 5.4 Variation de la dilution en fonction de la distance pour différentes inclinaisons du diffuseur .....	131
FIGURE 5.5 Variation de la dilution en fonction de la distance pour différentes ampleurs de la vitesse environnementale.....	133
FIGURE 5.6 Variation de la dilution en fonction de la distance pour différents diamètres de sortie du diffuseur.....	134
FIGURE 5.7 Variation de la dilution en fonction de la distance pour différentes configurations de diffuseurs .....	135
FIGURE 5.8 Variation de la dilution en fonction de la distance pour trois différentes profondeurs de versée et pour une même configuration de diffuseurs.....	136
FIGURE 5.9 CONCEPTION DE L'ÉMISSAIRE .....	137

**Introduction**

**Générale**

# Introduction générale

## 1 Contexte

L'eau est une ressource vitale pour les êtres humains. Avec la croissance rapide de la population mondiale au cours du XXe siècle, les ressources en eau renouvelables existantes, en particulier dans les régions caractérisées par un climat aride et semi-aride, sont menacées par la demande croissante en eau potable.

La diminution des réserves d'eau douce et l'augmentation de la pollution sont devenues des problèmes cruciaux qui affectent gravement une grande partie de la population et notre environnement. Pour remédier à ces problèmes, les eaux usées doivent être traitées de manière efficace avant d'être rejetées. De nouvelles sources d'eau douce doivent être identifiées, par exemple, en dessalant l'eau de mer ou l'eau saumâtre. En particulier, dans certaines zones où l'eau de mer est facilement disponible mais où les sources d'eau douce sont limitées.

En raison de l'abondance d'eau salée, dont plus de 97% de l'eau de la terre se trouve dans les océans et autres réservoirs salés, le dessalement a gagné en importance en tant que source d'eau alternative dans les pays côtiers où les sources d'eau conventionnelles sont insuffisantes ou surexploitées.

Plusieurs technologies de dessalement d'eau de mer ont été développées au fil des ans pour compléter l'approvisionnement mondial en eau. En général, les processus de dessalement peuvent être classés en deux grands types : les processus thermiques à changement de phase et les processus membranaires **(Qasim et col., 2019)**.

La méthode de dessalement par osmose inverse (OI) est un processus basé sur la membrane, sous l'effet de la pression externe appliquée du côté de concentration élevée de la membrane.

L'osmose inverse de l'eau de mer (SWRO) devrait être la technologie de dessalement la plus importante à l'avenir **(Cohen, 2021) ; (IDRA, 2023) ; (Khoo et col. 2024)**, mais l'un des principaux défis auxquels est confrontée la technologie d'osmose inverse de l'eau de mer est la gestion des rejets de saumure. Alors que ces méthodes réduisent les niveaux de totaux de salinité (TDS) pour produire de l'eau potable (perméat), de grands volumes de saumure sont rejetés dans les eaux côtières **(Palomar et col., 2012)**.

La saumure est un sous-produit de dessalement et est généralement rejetée dans les eaux marines, ce qui peut avoir des effets négatifs sur les écosystèmes marins, en particulier sur les espèces benthiques et sténohalines **(Ahmad et Baddour, 2014)** ; **(Ariono et col., 2016)** ; **(Ghernaout, 2020)**.

La concentration en TDS de la saumure est approximativement deux fois supérieure à celle de l'eau de mer ambiante (naturelle), et avec une densité de saumure supérieure à celle de l'eau ambiante. L'effluent coule rapidement et se répand sur le fond marin. Par la suite, cela peut également entraîner une augmentation des effets de stratification qui peuvent à leur tour réduire le mélange vertical. Ces effets peuvent nuire à la communauté benthique en réduisant les niveaux d'oxygène dissous (OD). Par conséquent, la saumure doit être rejetée correctement afin que les niveaux de concentration en TDS de l'eau côtière ambiante soient maintenus inchangés **(Maalouf et col., 2014)**, **(Sola et col., 2020)**.

La modélisation est un outil de prédiction essentiel pour la conception des rejets de saumure, l'optimisation de la dilution et la réduction de l'impact environnemental. En tenant compte des propriétés de l'effluent de saumure et de la configuration du rejet, les modèles prédisent le comportement de la saumure lorsqu'elle est rejetée dans l'eau de mer dans différentes conditions ambiantes **(Maalouf, 2014)**.

Cette étude vise à décrire les effets des rejets des usines de dessalement par osmose inverse (SWRO) sur le milieu récepteur, et d'examiner les solutions permettant de réduire leur impact. Notre étude se concentre sur quatre grandes stations de dessalement (Hamma, Fouka, Ténès et Mostaganem), situées le long de la côte algérienne. Des analyses physico-chimiques de l'eau de mer et de la saumure ont été effectuées afin d'expliquer l'influence de ces différents paramètres sur l'environnement.

Afin d'optimiser la conception des rejets de saumure, d'optimiser la dilution et de trouver le meilleur emplacement de rejet de saumure, l'étude est complétée par une modélisation numérique de l'usine de dessalement d'eau de mer de Fouka.

## **2. Énoncé du problème**

L'impact des opérations de rejet de saumure sur l'environnement côtier et marin est encore largement inconnu **(Giwa et col., 2017)** ; **(Jones et col., 2019)**, cependant, il est généralement

admis que les saumures rejetées doivent finalement être diluées et transportées avant d'être rejetées en mer (**Omerspahic et col., 2022**).

En Algérie, les stations de dessalement produisent une quantité importante de saumure, environ 2762000 m<sup>3</sup>/j, provenant uniquement des 13 grandes stations (**Bessenasse et Filali, 2014**), Ce qui atteindra plus de quatre millions de mètres cubes d'ici 2030. Si ces effluents sont rejetés arbitrairement dans la mer, ils auront un impact environnemental négatif sur l'écosystème marin. Les déchets de saumure dense peuvent se concentrer le long du rivage ou s'enfoncer dans les fonds marins et menacer ainsi l'environnement benthique, et finalement affecter la productivité des ressources halieutiques. Les zones côtières et les plages sont importantes en matière de pêche et de loisirs locaux. Il est donc important de comprendre la dynamique de dispersion de la saumure dans la mer afin de minimiser son impact environnemental potentiel.

### **3 Signification (Intérêt de la recherche)**

L'objectif poursuivi dans le cadre de cette thèse est :

La description des conséquences des rejets d'effluents des usines de dessalement d'eau de mer sur la flore, la faune et les fonds de la mer.

La revue des principales solutions permettant de minimiser l'impact négatif sur l'environnement à travers la réalisation des analyses physico-chimiques et études statistiques (cas de quatre stations).

Le développement d'une approche numérique (couplage Cormix-Delph3D) permettant de caractériser le comportement des saumures rejetées dans l'eau de mer.

Les résultats de cette approche sont précieux pour les concepteurs des stations de dessalement de Fouka (SWRO), pour les agences de protection de l'environnement, ainsi que pour les ingénieurs, les chercheurs scientifiques et les autres organismes concernés.

### **4 Méthodologie de recherche**

La méthodologie suivie dans cette étude est principalement basée sur une étude physico-chimique de la saumure rejetée. En raison de l'incertitude inhérente aux données d'entrée, une

analyse de sensibilité a également été réalisée en utilisant des simulations itératives en faisant varier les conditions ambiantes et les configurations de conception.

La recherche couvre principalement les sujets suivants :

- Étude documentaire sur des recherches similaires sur la qualité physico-chimique et modélisation des rejets de saumure.
- Collecte de données et enquête sur le terrain.
- Modélisation numérique du schéma de rejet de saumure.
- Résultats et discussion.
- Conclusion et recommandations.

## **5 Structure de la thèse**

La structure de base de la thèse est organisée en cinq chapitres, comme suit :

### **Introduction**

Elle présente un contexte général sur la crise de l'eau, l'intérêt du dessalement comme solution potentielle, la description de la zone d'étude, un résumé de l'énoncé du problème, les objectifs de recherche, la méthodologie de recherche et la structure de la recherche.

### **Chapitre 1 : Généralité sur le dessalement**

Résume les études et informations sur la crise de pénurie d'eau, le dessalement comme technologie prometteuse, le dessalement dans le monde et en Algérie et les techniques de dessalement.

### **Chapitre 2 : L'impact du rejet des usines de dessalement sur l'environnement**

Ce chapitre s'intéresse à l'impact des rejets chimiques des stations de dessalement sur l'environnement marin. Dans le but de prévenir et de minimiser les impacts environnementaux de la saumure, des réglementations et des directives ont été mises en place dans certaines régions.

### **Chapitre 3 : Etude du rejet de la saumure de quatre stations de dessalement en Algérie**

Nous avons effectué des analyses physico-chimiques et organoleptiques de l'eau de mer, de l'eau dessalée pour essayer d'expliquer l'influence de ces différents paramètres sur l'environnement marin au niveau des trois grandes stations de dessalement (Hamma, Fouka, Ténès et Mostaganem).

Nous avons effectué une analyse statistique qui résume toute la structure de données décrite par les variables quantitatives. Nous avons obtenu des facteurs non corrélés entre ces variables.

#### **Chapitre 4 : Modélisation hydrodynamique des rejets de la saumure des usines de dessalement**

Ce chapitre résume les études de plusieurs chercheurs sur le comportement de l'évacuation des effluents de saumure dans la mer à l'aide d'exutoires marins.

#### **Chapitre 5 : Modélisation et conception des rejets d'évacuation de saumure : cas de l'usine de dessalement de Fouka**

Explique les constatations, les résultats et la discussion de la modélisation numérique à l'aide de couplage de logiciels CORMIX et Delf3D de décharge via des systèmes d'évacuation (Emissaire) de la station de dessalement de Fouka. Tous ces résultats ont été largement discutés et comparés avec les réglementations environnementales en vigueur.

#### **Conclusion et recommandations**

Fournit un bref résumé des résultats de la recherche sous forme de conclusion suivie de recommandations pour optimiser les systèmes d'élimination de la saumure en pratique avec un taux de dilution optimal.

**Bibliographie :** Contient les références de base, qui ont été citées dans le corps du texte de recherche.

# Chapitre 1

# 1 Généralités sur le dessalement

## 1.1 Introduction

Le problème de la rareté de l'eau et les impacts qui en résultent sur les différents secteurs sociaux, agricoles et industriels du développement est l'un des problèmes les plus importants qui entravent le développement durable. Par conséquent, il a suscité l'intérêt du monde entier et occupé une grande partie des préoccupations de la communauté internationale et des programmes de développement des Nations Unies. La rareté de l'eau figurait en tête de liste des objectifs, et le dessalement est l'un des problèmes clés importants qui ont suggéré de combler le déficit hydrique croissant, mais l'impact environnemental qui l'accompagne doit être réduit, en enquêtant sur ses causes et en s'efforçant de les résoudre ou de les remplacer. Dans ce chapitre, nous passons en revue l'importance du dessalement en tant que source d'eau durable et les grandes lignes du prétraitement dans le système de dessalement.

## 1.2 Historique du dessalement

Le dessalement en tant que phénomène naturel se produit sur terre depuis des millions d'années. Dans le cycle hydrologique naturel, l'eau s'évapore de la mer et des plantes, puis se condense pour former de l'eau de pluie pure. C'est probablement l'exemple le plus évident du phénomène. La vapeur monte dans la haute atmosphère, où elle est condensée à nouveau et ainsi de l'eau se forme et retombe sur terre.

L'autre phénomène de dessalement qui se produit dans la nature est le gel de l'eau de mer près de la région polaire. Les cristaux de glace formés sont de l'eau pure, le sel étant exclu de la participation à la croissance cristalline. Le dessalement est pratiqué sous forme de distillation depuis plus de 2000 ans (**Angelakis et col., 2021**).

Ce n'est qu'au XVIII<sup>e</sup> siècle après J.-C. que les gens reconnaissent que le processus de distillation pourrait être amélioré en refroidissant la surface de condensation. Au XVIII<sup>e</sup> siècle après J.-C., Jaber Ibn Hayyan, un scientifique arabe, a écrit un traité majeur sur la distillation (dans le contexte de la parfumerie) qui contenait la première référence à la condensation refroidie à l'eau. Cependant, il ne semble pas y avoir de preuve que l'idée ait été appliquée à la distillation de l'eau de mer pendant encore mille ans (**Angelakis et col., 2021**).

Depuis le début du siècle, la nécessité a poussé les scientifiques et les ingénieurs à utiliser une technologie de dessalement d'efficacité variable pour produire de l'eau pure à partir d'eau saline. Avec le développement des mesures de température et de pression, ainsi qu'une compréhension des propriétés des gaz, le dessalement a commencé à jouer un rôle important à partir du début des années 1950 (**Zhu et col., 2018**). L'expansion des découvertes de pétrole dans les pays du golfe Persique, aux États-Unis, dans les îles des Caraïbes et dans quelques autres, où l'eau potable est rare, a également affecté le développement du dessalement (**Angelakis et col., 2021**).

La première usine commerciale de dessalement d'eau de mer a été installée par les Ottomans à Djeddah, en Arabie saoudite. Cette unité de distillation du brut était une chaudière fonctionnant sous pression atmosphérique. Mais, cette unité souffrait de graves dépôts de tartre et de problèmes de corrosion. Elle fait aujourd'hui partie d'un monument historique sur la Corniche de Djeddah (**Al-Shayji, 1998**).

Avec l'amélioration de la technologie des tubes immergés, les premiers évaporateurs d'une capacité totale supérieure à 45 000 m<sup>3</sup> / jour ont été construits au Koweït Curaçao au début des années 1950. Mais ce n'est qu'avec le développement de la méthode de distillation flash en plusieurs étapes par le professeur Robert Silver dans les années 1950 (**Al-Shayji, 1998**), lorsque la recherche et le développement de la conversion de l'eau saline ont été encouragés, que le système de dessalement est devenu une solution pratique à la pénurie d'eau potable (**Curto et col., 2021**).

Le tournant historique dans l'histoire du dessalement est l'introduction du dessalement flash en plusieurs étapes (MSF) au Koweït en 1957. Le Département koweïtien de l'électricité et de l'eau a passé une commande auprès de Westinghouse pour quatre évaporateurs de 0,5 million de gallons par jour, chacun avec quatre étages, conçus par Rowland Colte. Leur succès a encouragé l'autorité koweïtienne à opter pour des unités de dessalement plus grandes et plus efficaces, et à accepter des offres pour fournir un nouveau concept de dessalement connu sous le nom de « Multistage Flash ». L'innovateur du système de flash à plusieurs étages était le professeur Robert Silver (**Mohamed F et Hamoda, 2001**).

Avec ce succès, les entreprises du monde entier, en particulier aux États-Unis et au Royaume-Uni, entreprennent des recherches et des développements approfondis sur de grandes unités

d'évaporateurs de type flash afin d'obtenir un coût de production minimal. L'installation d'évaporateurs similaires fabriqués par d'autres entrepreneurs a suivi ce grand succès. Par la suite, les premières unités MSF de 5 millions de gallons par jour au Koweït ont été construites. Le succès de ces grandes unités, prouvant que le procédé MSF pouvait produire de l'eau de manière économique et avec une plus grande fiabilité que les systèmes précédents, a ouvert la voie aux grandes avancées en matière de capacité de dessalement qui ont suivi dans les années 1970-1980 (Al-Shayji, 1998).

Le Koweït continue de dominer le domaine du dessalement. Elle a acquis une vaste expérience dans la conception, la mise en service, l'exploitation et la maintenance d'usines de distillation MSF.

La distillation était la seule méthode disponible à cette époque. À la fin des années 1960, les procédés membranaires ont commencé à prendre une place sur le marché. En 1953, Reid et Breton de l'Université de Floride ont proposé un programme de recherche à l'Office of Saline Water (OSW). Ils ont développé une membrane faite d'un matériau d'acétate cellulaire et ayant la capacité de rejeter le sel. Cependant, le flux d'eau à travers la membrane dense était trop faible pour avoir une signification commerciale. La percée majeure dans le développement de membranes a eu lieu dans un programme de recherche parallèle, de 1958 à 1960, à l'Université de Californie à Los Angeles (UCLA) où **Leob et Sourirajan (1962)** ont été crédités de la fabrication des premières membranes haute performance en créant une structure asymétrique d'acétate de cellulose avec un rejet de sel et un flux d'eau améliorés. En 1965, l'équipe de l'UCLA a installé la première usine municipale d'osmose inverse en Californie. L'usine dessalait de l'eau contenant 2500 ppm de sels et produisait 5 000 GPD avec une membrane d'acétate cellulaire tubulaire. Le développement des modules tubulaires, spiralés et creux-fins ainsi que le développement des membranes polyamides ont eu lieu de 1965 à 1970. Au cours des années 1980, des améliorations ont été apportées à ces membranes pour augmenter le flux d'eau et le rejet du sel avec l'eau saumâtre et l'eau de mer (Al-Shayji, 1998).

### **1.3 Le dessalement est la solution vitale pour la crise mondiale de l'eau**

Le dessalement de l'eau devient progressivement la solution principale pour faire face à l'augmentation du stress hydrique (déséquilibre entre la demande en eau et la quantité disponible). Selon une étude des Nations Unies, les pénuries d'eau touchent 3,7 milliards de

personnes dans le monde. D'ici 2050, ce nombre pourrait atteindre 5,7 milliards, les deux tiers de la population mondiale seront confrontés à ces défis (Mekonnen et Hoekstra, 2016).

Alors que les causes de la rareté de l'eau sont multiples (changement climatique, agriculture intensive et croissance démographique), cela oblige les États à revoir leurs politiques hydriques, qui sont essentielles pour préserver leur stabilité, leur résilience et leur souveraineté. La figure 1-1 montre une estimation du stress hydrique au niveau national en 2040 (Gohil et col., 2023)

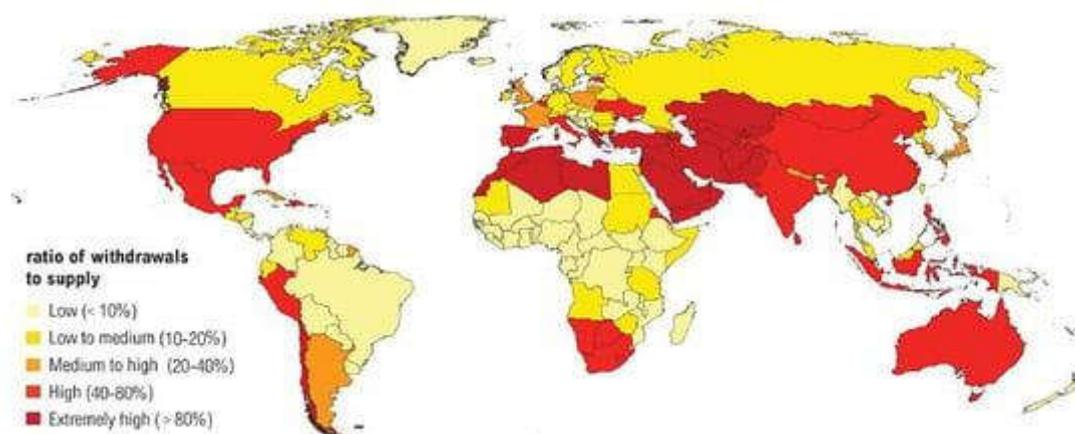


Figure 1-1 : Le stress hydrique en 2040 (Gohil et col., 2023)

Une véritable expansion de l'industrie du dessalement est en cours. La majorité des pays du Golfe dépendent désormais largement de l'eau dessalée pour la consommation de leur population. Aux Émirats arabes unis (EAU), 42 % de l'eau potable provient d'usines de dessalement, représentant plus de 7 millions de mètres cubes par jour. Au Koweït, ce chiffre atteint 90 %, tandis qu'il est de 86 % pour Oman et de 70 % pour l'Arabie saoudite (Washington, 2023). En 2023, plus de 21 000 installations de dessalement de l'eau de mer sont opérationnelles dans le monde, soit près de deux fois plus qu'il y a dix ans. Le secteur connaît une croissance de 6 % à 12 % de sa capacité chaque année (figure 1-2).

D'ici 2030, les capacités de dessalement des pays du Moyen-Orient devraient presque doubler, dans le cadre de plans quinquennaux annoncés pour préparer la transition de ces économies vers l'après-pétrole. Les capacités de dessalement de l'Arabie saoudite passeront de 5,6 millions de mètres cubes par jour en 2022 à 8,5 millions de mètres cubes par jour en 2025, couvrant ainsi plus de 90 % de la consommation en eau du pays. De même, aux EAU, au Koweït, à

Bahreïn et en Israël, la production d'eau dessalée doublera d'ici 2030 (**Washington, 2023**).

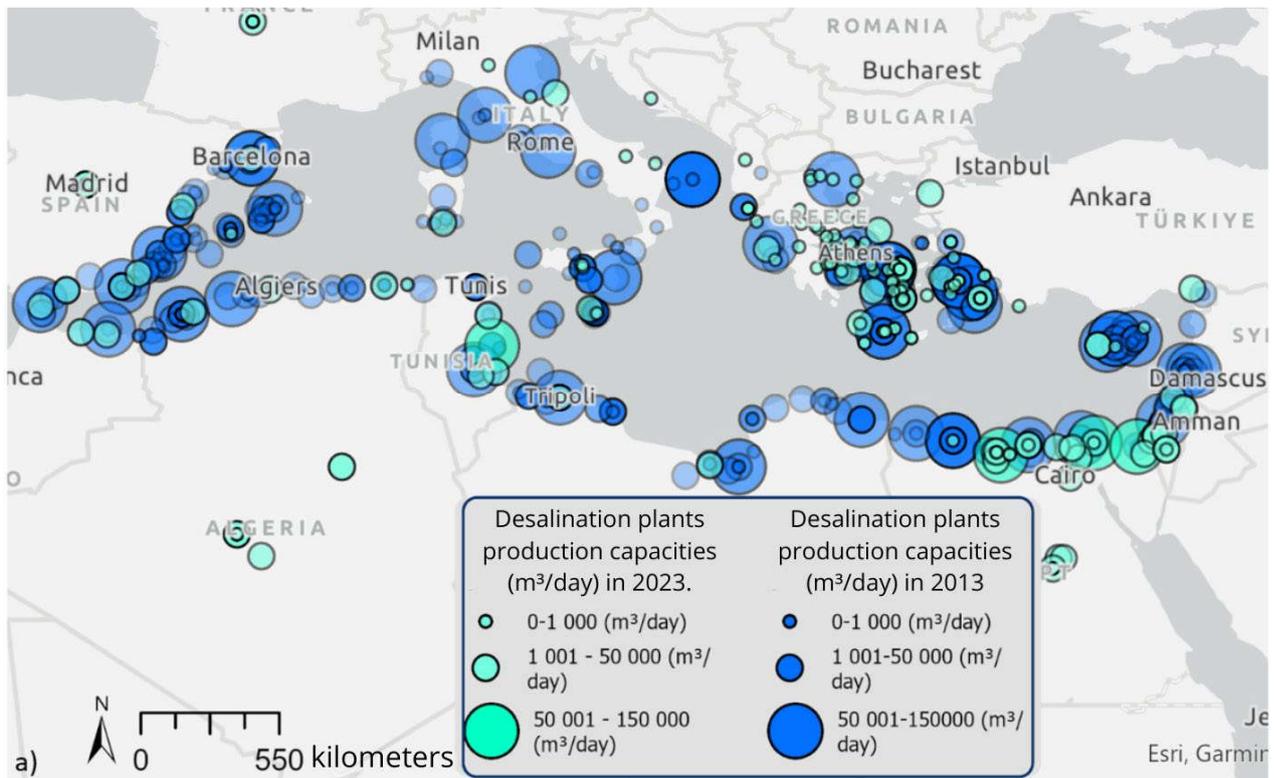


Figure 1-2 : Répartition mondiale des installations et capacités de dessalement en m<sup>3</sup>/j  
(**Bellières et Lafte, 2024**)

## 1.4 Le dessalement en Algérie

Selon les prévisions démographiques, la population de l'Algérie doublera dans les 25 prochaines années alors que les ressources en eau conventionnelles ne changeront pas beaucoup puisque les tendances climatiques s'orientent vers des conditions plus sèches. L'option du dessalement de l'eau de mer deviendra alors incontournable pour un pays comme l'Algérie avec ses 1450 km de côtes méditerranéennes. Ce choix a longtemps été laissé de côté en raison d'hésitations motivées par la coûteuse expérience des pays du Golfe arabe.

Sur la base d'études comparatives, les spécialistes ont beaucoup fait pour que les décideurs et les hautes autorités changent d'avis et deviennent plus sensibles au dessalement. C'est surtout vrai en ce qui concerne l'osmose inverse avec sa conception facilement adaptable par rapport à la demande en eau.

Sur les 100 milliards de m<sup>3</sup> que constituent les précipitations, on concède 85% à l'évaporation alors que sur les 12,5 milliards de m<sup>3</sup> qui ruissellent 50% partent vers la mer où dans les chotts. Ce déficit fait que l'Algérie est classée 14 -ème pays manquant le plus d'eau et qu'en 2025, elle

sera, démographie oblige, classée à la 6ème place ; déjà que l'Algérien ne consomme que 55 m<sup>3</sup> par an (**Mohammed et Al-Amin, 2018**) ; (**WRMENA, 2022**).

L'augmentation rapide de la demande en eau due à l'augmentation de la population, la sécheresse et le niveau critique des réserves d'eau conventionnelles, a conduit le Conseil interdépartemental à se réunir le 12 octobre 2003 pour l'examen du dossier portant sur les « *Éléments d'une politique de dessalement de l'eau de mer en Algérie* » et de décider de promouvoir une politique de dessalement de l'eau de mer en Algérie.

Suite à cette décision, il a été confié en 2011 à la filiale de Sonatrach et Sonelgaz, la responsabilité de réaliser, en un temps record, 13 usines de dessalement d'eau de mer pour couvrir par une capacité de 2 260 000 m<sup>3</sup>/jour (voir tableau 1.1 et figure 1-3) destinée à l'alimentation en eau potable (**Bessenasse et Filali, 2014**).

Les usines à grande capacité sont au nombre de treize. L'une d'entre-elle est en exploitation depuis le 24 février 2008. Il s'agit de l'usine d'El-Hamma à Alger qui produit 200 000 m<sup>3</sup>/jour. Elle permettra de couvrir le tiers des besoins en eau potable de la capitale Alger.

L'autre grand projet de dessalement en réalisation est celui d'Oran (ouest du pays). Le projet de Mactaa près de Mers El Hadjadj, d'une capacité estimée à 500 000 m<sup>3</sup>/jour est considéré comme l'un des plus grands projets au monde. Installé sur une surface de 18 hectares, le projet permettra d'approvisionner la population de la région oranaise grâce à l'interchangeabilité du réseau.

Les autres projets concerneront toujours l'ouest du pays déficitaire en ressources hydriques :

A Tlemcen, ce sont deux projets d'une capacité respective de 200 000 m<sup>3</sup>/jour qui sont prévus à Souk Tleta et Honein, alors que Beni Saf abrite une station de 200 000 m<sup>3</sup>/jour. A Mostaganem, deux projets de dessalement d'eau de mer de 200 000 m<sup>3</sup>/jour chacun sont déjà implantés (**Bessenasse et Filali, 2014**).

Tableau 1.1 : liste des stations de dessalement en Algérie (Hout, 2021).

Nom du projet	Wilaya	Capacité de station m <sup>3</sup> /jour	Situation du projet
Hamma	Alger	200 000	En service depuis 2008
Staoueli	Alger	7 500	En service depuis 2021
Ai Banian	Alger	10 000	En service depuis 2021
Zéralda	Alger	10 000	En service depuis 2021
Arzew	Oran	90 000	En service depuis 2006
Bousfer	Oran	5 500	/
Ain turck	Oran	5 000	En service depuis 2007
Magtaa	Oran	500 000	En service depuis 2016
Cap Blanc	Oran	300 000	Station en construction
Oued Sebt	Tipaza	100 000	En service depuis 2011
Fouka 1	Tipaza	120 000	En service depuis 2011
Bousmail	Tipaza	10 000	En service depuis 2021
Cap-Djinet	Boumerdes	200 000	En service depuis t 2012
Ténès	Chlef	200 000	En service depuis 2015
Beni Haoua	Chlef	5 000	Station en construction

Souk Tléta	Tlemcen	200 000	En service depuis 2011
Honaine	Tlemcen	200 000	En service depuis t 2012
Mostaganem	Mostaganem	200 000	En service depuis 2014
Béni Saf	Ain Témouchent	200 000	En service depuis 2010
Chatt El Hillal	Ain Témouchent	200 000	/
Jijel	Jijel	200 000	/
Skikda	Skikda	100 000	En service depuis 2009
Annaba	Annaba	50 000	/
Echat	Annaba	/	Station en construction
El Tarf	El Tarf	50 000	/
Tigzirt	Tizi ousou	2 500	En service depuis 2019

Trois (3) stations de dessalement de l'eau de mer sont en service, respectivement (2021/2022/2023) selon le plan d'urgence (Voir tableau 1.2).

De plus, cinq (5) nouvelles stations sont en cours de réalisation dans les wilayas d'Oran, Tipasa, Boumerdès, Béjaïa et El Tarf (Tableau 1.3).

Par ailleurs, il est prévu la réalisation de sept (7) autres nouvelles stations de dessalement de l'eau de mer, durant la période 2025-2030, dans les wilayas de Tizi Ouzou (2 stations), Tlemcen, Chlef, Mostaganem, Skikda et Jijel .

Tableau 1.2 : Liste des stations en service selon le plan d'urgence

Nom du projet	Wilaya	Capacité (m <sup>3</sup> /j)	En service depuis
El Marsa	Alger	60 000	2021
Bateau cassé	Alger	10 000	2022
Corso	Boumerdes	80.000	2023

Tableau 1.3 : liste des grandes (méga-stations) en cours de consruction pour l'année 2024

Nom du projet	Wilaya	Capacité de station m <sup>3</sup> /jour
Cap Blanc	Oran	300 000
Fouka 2	Tipaza	300 000
Cap-Djinet2	Boumerdes	300 000
Tigheramt	Bejaia	300 000
Koudiet	El Taraf	300 000

Le lancement de ces nouvelles stations de dessalement permettra d'augmenter la part d'eau de mer dessalée dans l'approvisionnement en eau potable, passant de 18% actuellement à 42% du volume total. L'État a mobilisé des fonds importants pour ce programme. L'objectif est de garantir l'approvisionnement en eau potable des wilayas côtières ainsi que celles situées jusqu'à 150 km des stations de dessalement.

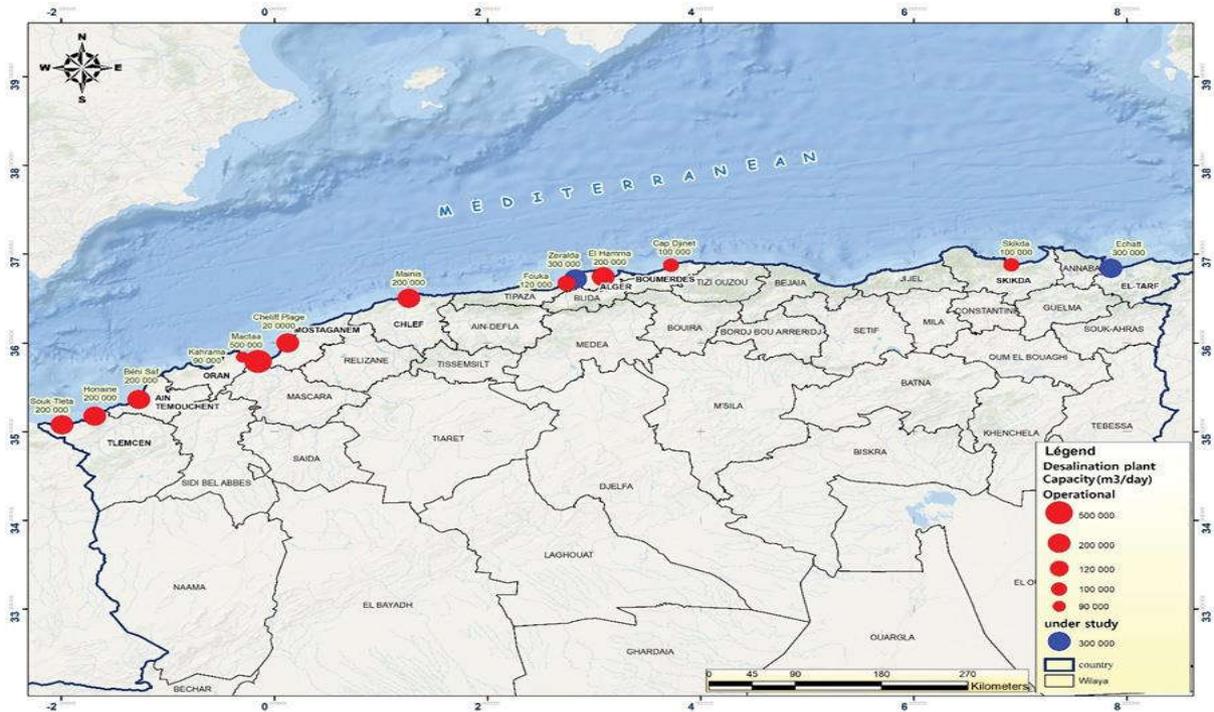


Figure 1-3 : Répartition des grandes stations de dessalement sur le littoral Algérien (Bouthiba et col., 2022)

## 1.5 Procédé de dessalement

Ce chapitre présente les processus, leurs classifications ainsi que l'historique de dessalement des eaux de mer. Ensuite, les systèmes de dessalement les plus couramment utilisés dans la pratique sont décrits : osmose inverse (RO) et à effets multiples (EM), flash multi-étages (MSF), compression de vapeur (VC) et électrodialyse (ED) de dessalement. Les caractéristiques les plus importantes de chaque système sont expliquées. Les systèmes de dessalement solaires sont également examinés.

## 1.6 Classification des procédés de dessalement

Le dessalement désigne l'ensemble des procédés permettant d'extraire les sels de l'eau saline afin de produire de l'eau douce utilisable. De nombreuses méthodes ont été proposées pour dessaler l'eau saline, mais peu ont été utilisées commercialement. La figure 1-4 montre les principaux procédés de dessalement. Les deux méthodes les plus populaires pour classer les processus de dessalement bien connus sont les suivantes :

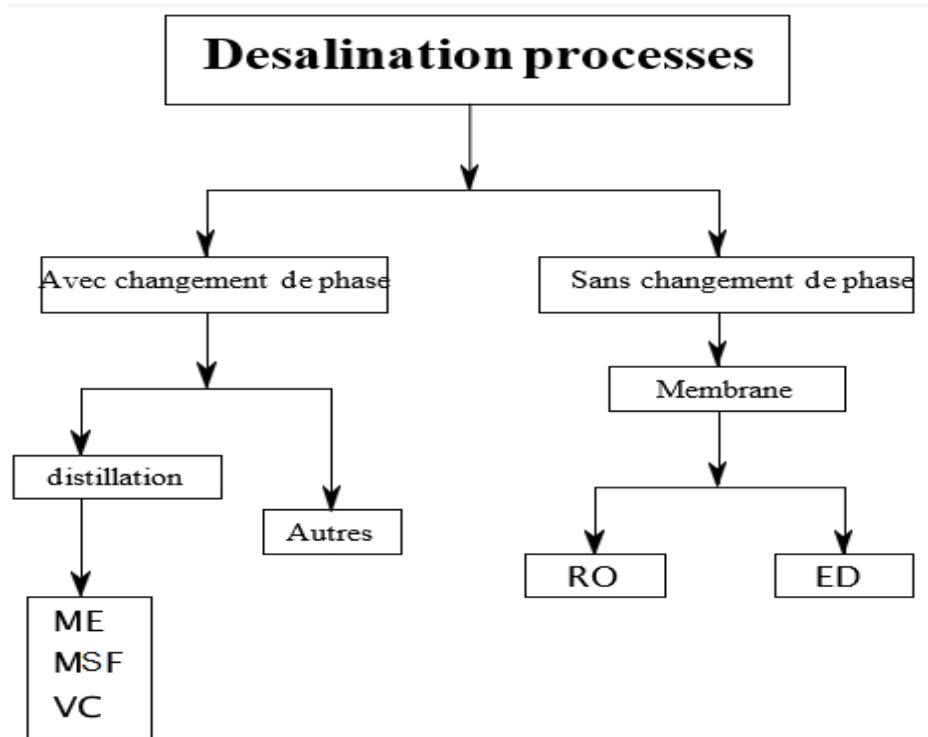


Figure 1-4 : Classification des procédés de dessalage

1- Processus dans lesquels le dessalement a lieu sans aucun changement de phase.

Il s'agit notamment des deux méthodes principales suivantes :

- ❖ Dessalement par osmose inverse (OI).
- ❖ Dessalement par électrodialyse (ED).

L'applicabilité de tout procédé dépend du volume à traiter, de la concentration en sel de l'eau d'alimentation et du coût unitaire de production d'eau douce. La distillation est l'une des techniques de dessalage les plus anciennes et les plus couramment utilisées.

Dans ce processus, l'évaporation de l'eau saline et la condensation de la vapeur générée se produisent pour obtenir de l'eau douce. Ce processus produit de l'eau douce de meilleure qualité comme avec les processus de cristallisation et de membrane.

2- Les processus dans lesquels le dessalement en cours implique un changement de phase

Il existe trois méthodes principales :

- ❖ Distillation multi-effets (ME).
- ❖ Distillation flash multi-étapes (MSF).
- ❖ Distillation par compression de vapeur (VC).

Le dessalement par congélation et l'utilisation de l'énergie solaire sont également une pratique courante au cours des dernières décennies.

## 1.7 Processus d'osmose inverse (OI)

La figure 1-5 montre une disposition d'une usine de dessalement par osmose inverse. Le procédé commercial est le plus récent pour dessaler l'eau salée. L'eau pure en contact avec les deux côtés d'une membrane semi-perméable à pression et température égales n'a pas de flux net à travers la membrane car le potentiel chimique est égal des deux côtés.

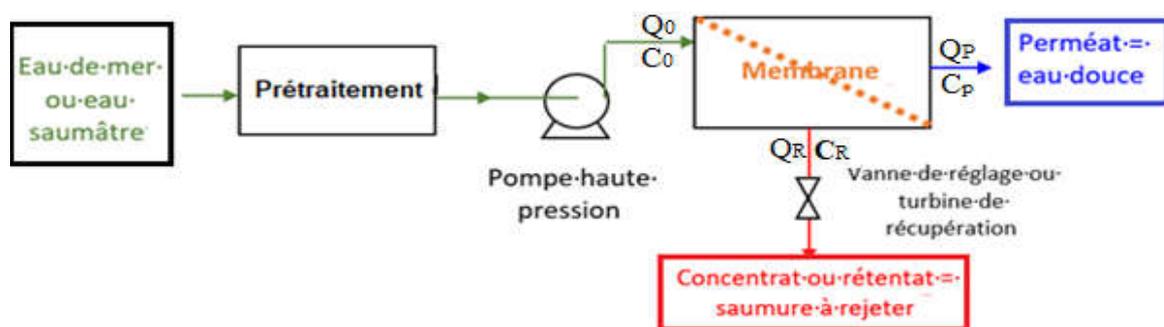


Figure 1-5 : Système de dessalement d'osmose inverse (Maurel, 2006)

Si un sel soluble est ajouté d'un côté, le potentiel chimique de cette solution saline est réduit de l'autre côté. Un écoulement osmotique du côté de l'eau pure à travers la membrane vers le côté de la solution saline se produira jusqu'à ce que l'équilibre du potentiel chimique soit atteint (Figure 2-5a).

L'application d'une pression externe du côté de la solution saline, égale à la pression osmotique, provoquera également un équilibre. Une pression supplémentaire avec une pompe haute pression augmentera le potentiel chimique de l'eau dans la solution saline et provoquera un écoulement de solvant vers le côté de l'eau pure, car elle a maintenant un potentiel chimique plus faible (Maurel, 2006). C'est ce qu'on appelle le phénomène d'osmose inverse illustré à la Figure 1-6b.

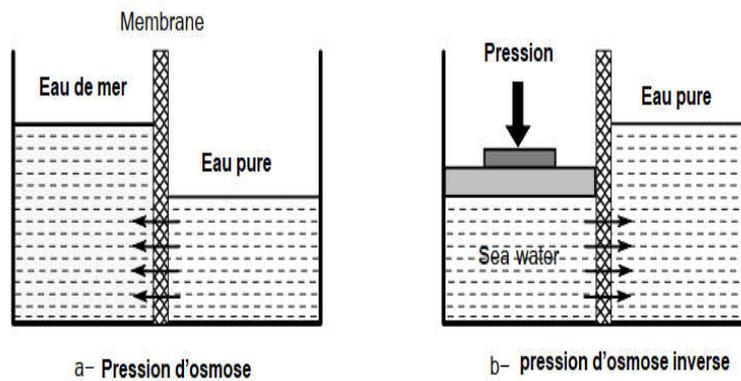


Figure 1-6 : Théorie du fonctionnement du système d'osmose inverse (**Maurel, 2006**)

### 1.7.1 Technologie des membranes d'osmose inverse

La membrane semi-perméable dans les applications d'OI est constituée d'un film mince de matériau polymère de plusieurs milliers d'Angströms d'épaisseur coulé sur un support en tissu. La membrane de qualité commerciale doit avoir une perméabilité élevée à l'eau et un degré élevé de semi-perméabilité ; c'est-à-dire que le taux de transport de l'eau doit être beaucoup plus élevé que le taux de transport des ions dissous.

La membrane doit être stable sur une large plage de pH et de température, et avoir une bonne intégrité mécanique. La stabilité de ces propriétés sur une période de temps dans les conditions de terrain définit la durée de vie de la membrane commercialement utile, qui est de l'ordre de 3 à 5 ans (**Maurel, 2006**).

Il existe deux grands groupes de matériaux polymères qui peuvent être utilisés pour produire de manière satisfaisante les membranes d'OI : l'acétate de cellulose (CA) et le polyamide (PA). La fabrication des membranes, les conditions de fonctionnement et les performances diffèrent considérablement pour chaque groupe de matériaux polymères.

### 1.7.2 Structure chimique des membranes

La membrane originale en acétate de cellulose (AC), développée à la fin des années 1950 par **Loeb et Sourirajan (1962)**, était fabriquée à partir de polymère de diacétate de cellulose. La

membrane CA actuelle est généralement fabriquée à partir d'un mélange de diacétate et de triacétate de cellulose.

La membrane est formée en coulant une solution à base d'acétone à couche mince de polymère d'acétate de cellulose avec des additifs de gonflement sur un tissu de polyester non tissé.

Deux étapes supplémentaires, un bain froid suivi d'un recuit à haute température, complètent le processus de coulée.

Pendant la coulée, le solvant est partiellement éliminé par évaporation. Après la coulée, la membrane est immergée dans un bain d'eau froide qui élimine l'acétone restante et d'autres composés lixiviables. Après l'étape du bain froid, la membrane est recuite dans un bain d'eau chaude à une température de 60 à 90°C. L'étape de recuit améliore la semi-perméabilité de la membrane avec une diminution du transport de l'eau et une diminution significative du passage du sel. Après traitement, la membrane de cellulose a une structure asymétrique avec une couche superficielle dense d'environ 1000 - 2000 Å (0,1 - 0,2 micron) qui est responsable de la propriété de rejet du sel. Le reste du film membranaire est spongieux et poreux et présente une perméabilité élevée à l'eau. Le rejet de sel et le flux d'eau d'une membrane d'acétate de cellulose peuvent être contrôlés par des variations de température et de durée de l'étape de recuit (Loeb et Sourirajan, 1962).

### **1.7.3 Membranes composites en polyamide**

Les membranes composites en polyamide sont fabriquées en deux étapes distinctes. Tout d'abord, une couche de support en polysulfone est coulée sur un tissu de polyester non tissé. La couche de polysulfone est très poreuse et n'est pas semi-perméable ; c'est-à-dire qu'il n'a pas la capacité de séparer l'eau des ions dissous. Dans une deuxième étape de fabrication distincte, une peau de membrane semi-perméable est formée sur le substrat de polysulfone par polymérisation interfaciale de monomères contenant des groupes fonctionnels amine et chlorure d'acide carboxylique (Wilf, 2015).

Ce procédé de fabrication permet une optimisation indépendante des propriétés distinctes du support membranaire et de la peau rejetant le sel. La membrane composite résultante est caractérisée par un flux spécifique d'eau plus élevé et un passage de sel plus faible que celui des membranes d'acétate de cellulose (Wilf, 2015).

Les membranes composites en polyamide sont plus stables sur une plage de pH plus large que les membranes d'acétate de cellulose. Cependant, les membranes de polyamide sont sensibles à la dégradation oxydative par le chlore libre, tandis que les membranes d'acétate de cellulose peuvent tolérer des niveaux limités d'exposition au chlore libre. Par rapport à une membrane de polyamide, la surface de la membrane d'acétate de cellulose est lisse et a peu de charge superficielle. En raison de leur surface neutre et de leur tolérance au chlore libre, les membranes d'acétate de cellulose ont généralement un rendement plus stable que les membranes en polyamide dans les applications où l'eau d'alimentation a un potentiel d'encrassement élevé, comme avec les effluents municipaux et les approvisionnements en eau de surface (Wilf, 2015). Les structures chimiques de l'acétate de cellulose et du polymère polyamide sont illustrées à la Figure 1-7 respectivement comme A et B.

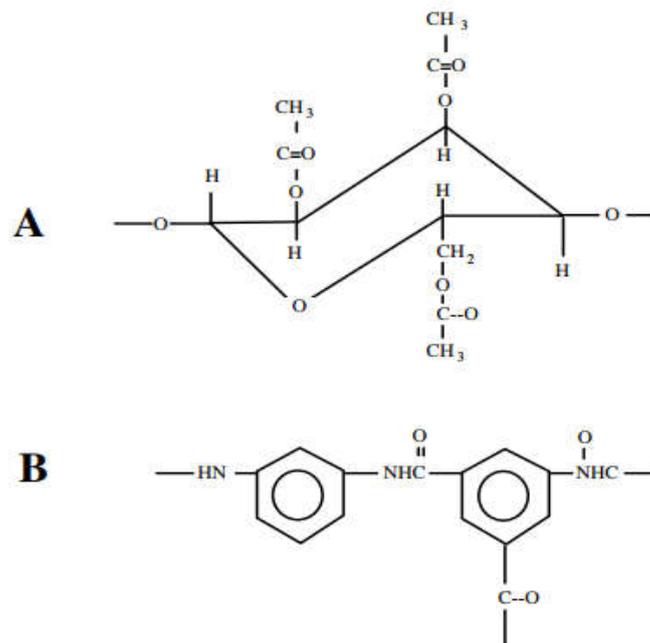


Figure 1-7 : Structure chimique du matériau membranaire en acétate de cellulose (A) et en polyamide (B) (Maurel, 2006)

#### 1.7.4 Configurations des modules à membrane

Les deux principales configurations de modules membranaires utilisées pour les applications d'osmose inverse sont la fibre creuse et la spirale. Deux autres configurations tubulaire et tôle et cadre, ont été bien acceptées dans l'industrie alimentaire et laitière et dans certaines applications spéciales. Mais les modules de cette configuration ont été moins fréquemment utilisés dans les applications d'OI (Obotey et Rathilal 2020).

### 1.7.5 Membranes à fibres creuses (HFF)

Cette configuration utilise des membranes sous forme de fibres creuses qui ont été extrudées à partir de cellulose ou de matériau non cellulosique. La fibre a une structure asymétrique et est aussi fine qu'un cheveu humain (environ 42 microns de diamètre intérieur et 85 microns de diamètre extérieur) (**Gabr, 2007**).

Un tube en plastique perforé, servant de distributeur d'eau d'alimentation, est inséré au centre et s'étend sur toute la longueur du faisceau. Le faisceau est enveloppé et les deux extrémités sont scellées à l'époxy pour former une extrémité de tube de perméat en forme de feuille et une extrémité terminale qui empêche le flux d'alimentation de contourner la sortie de saumure (**Gabr, 2007**).

Le faisceau de membrane de fibres creuses de 10 cm à 20 cm de diamètre est contenu dans un boîtier cylindrique ou une coquille d'environ 137 cm de long et 15-30 cm de diamètre. L'assemblage est appelé perméateur. L'eau d'alimentation sous pression pénètre dans l'alimentation du perméateur à travers le tube de distribution central, traverse la paroi du tube et s'écoule radialement autour du faisceau de fibres vers la coque externe de pression du perméateur, comme le montre la Figure 1-8. L'eau pénètre à travers la paroi extérieure des fibres dans le noyau creux ou l'alésage de fibres, à travers l'alésage jusqu'à la feuille de tube ou à l'extrémité du produit du faisceau de fibres, et sort par la connexion du produit à l'extrémité d'alimentation du perméateur (**Boudenne, 2020**).

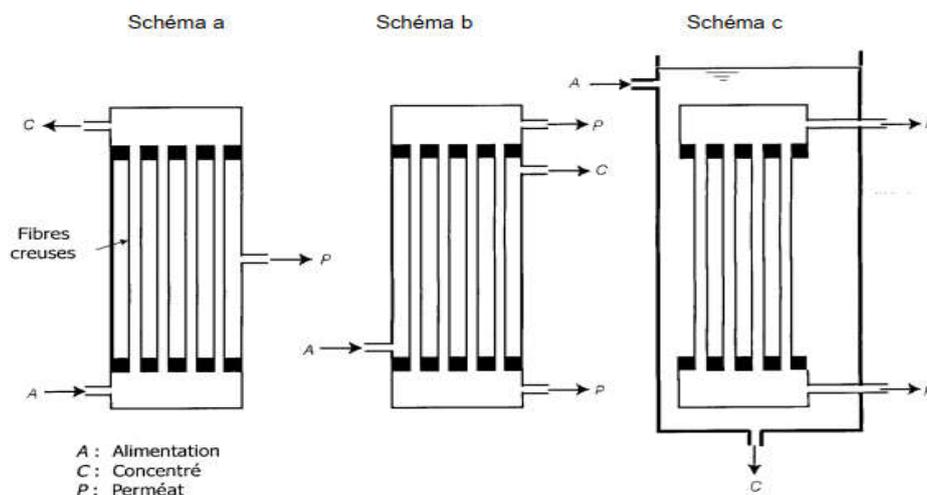


Figure 1-8 : Membrane à fibres creuse (**Berland et Juery, 2002**)

### 1.7.6 Membranes à spirale

Dans une configuration enroulée en spirale, deux feuilles plates de membranes sont séparées par un matériau de canal collecteur de perméat pour former une feuille. Cet ensemble est scellé sur trois côtés avec le quatrième côté laissé ouvert pour que le perméat puisse sortir. Une feuille de matériau d'entretoise d'alimentation/saumure est ajoutée à l'assemblage de la feuille. Un certain nombre de ces assemblages ou feuilles sont enroulés autour d'un tube central en plastique perméat. Ce tube est perforé pour recueillir le perméat des multiples assemblages de feuilles. L'élément de membrane industrielle typique en spirale mesure environ 100 ou 150 cm de long et 10 ou 20 cm de diamètre **(Berland et Juery, 2002)**.

Le flux d'alimentation/saumure à travers l'élément est un chemin axial droit allant de l'extrémité d'alimentation à l'extrémité opposée de la saumure parallèle à la surface de la membrane. L'espaceur du canal d'alimentation induit des turbulences et réduit la polarisation de la concentration. Les fabricants spécifient des exigences de débit de saumure pour contrôler la polarisation de la concentration en limitant le taux de récupération (conversion) par élément à 10-20% **(Gabr, 2007)**.

Les éléments enroulés en spirale sont le plus souvent fabriqués avec une membrane plate d'un mélange de dictate de cellulose et de triacétate (CA) ou d'un composite à couche mince. Une membrane composite à couche mince consiste en une fine couche active d'un polymère coulée sur une couche de support plus épaisse d'un polymère différent. Les membranes composites présentent généralement un rejet plus élevé à des pressions de fonctionnement inférieures à celles des mélanges d'acétate de cellulose. Les matériaux de membrane composite peuvent être du polyamide, du polysulfone, du polyurée ou d'autres polymères **(Gabr, 2007)**. La structure de la membrane de la plaie en spirale est illustrée à la Figure 1-9.

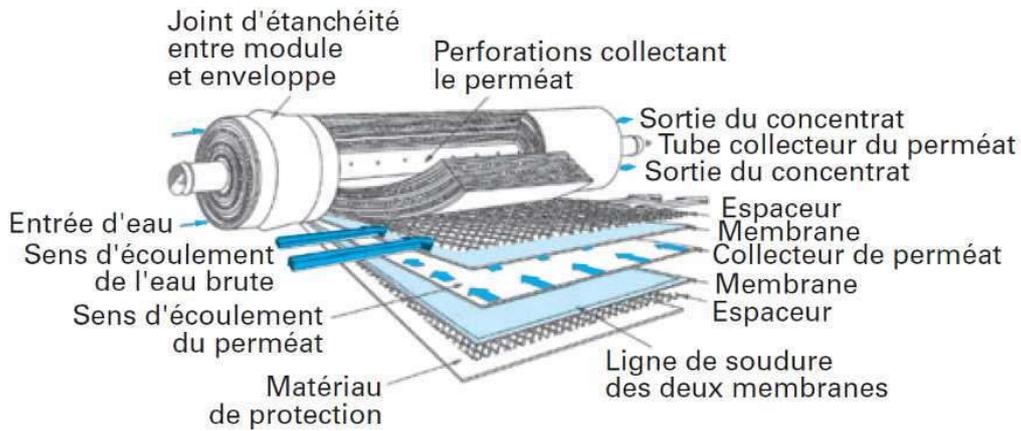


Figure 1-9 : Élément de membrane à spirale (Berland et Juery, 2002)

### 1.7.7 Caractéristiques des membranes

Les deux principaux concepts qui caractérisent les membranes sont le taux de conversion et la sélectivité.

#### 1. Taux de conversion (Y)

L'écoulement du fluide à filtrer peut-être tangentiell ou continu (Figure 1-10).

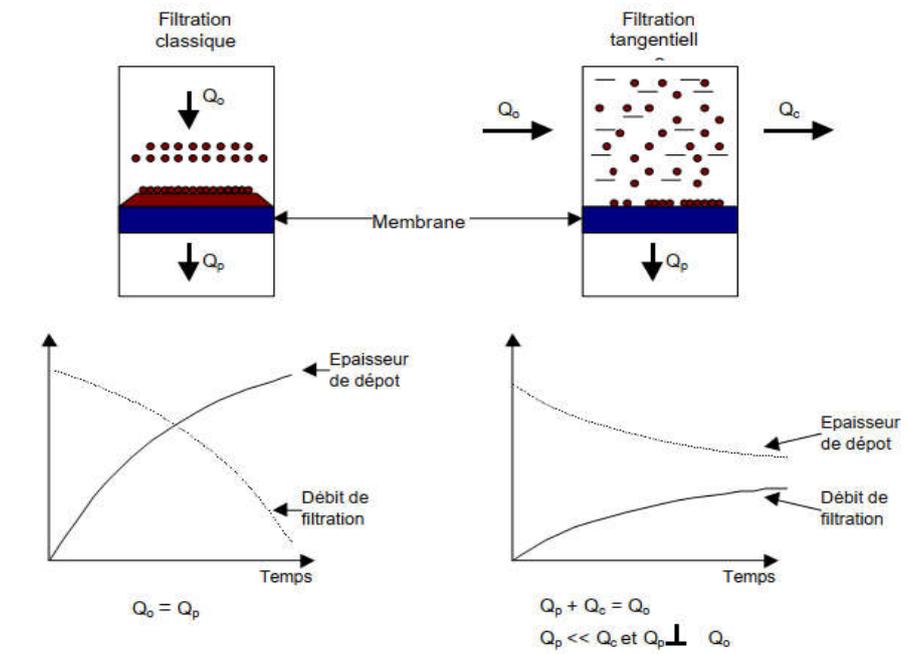


Figure 1-10 : Comparaison du taux de conversion entre filtration classique et tangentielle (Maurel, 1993)

La solution à traiter (débit d'alimentation  $Q_0$ ) se divise au niveau de la membrane en deux parties de concentrations différentes :

Une partie (débit  $Q_p$ ) qui passe à travers la membrane ou perméat ;

Une partie (débit  $Q_c$ ), qui ne passe pas à travers la membrane (concentrat) et qui contient les particules retenues par la membrane.

Le taux de conversion de l'opération de séparation ( $Y$ ) est le pourcentage de débit du liquide qui traverse la membrane (**Maurel, 1993**):

$$Y = \frac{Q_p}{Q_0} \times 100 \quad (1-1)$$

## 2. La sélectivité

La sélectivité d'une membrane est, en général, définie par le taux de rejet  $R$  de l'espèce (sel, macromolécule, particule) que la membrane est censée retenir (**Maurel, 1993**) :

$$R = \frac{C_0 - C_p}{C_0} = 1 - \frac{C_p}{C_0} \quad (1.2)$$

Avec :  $R$  = taux de rejet

$C_p$  = Concentration de l'espèce à retenir dans la solution

$C_0$  = Concentration de la même espèce dans le perméat

La déminéralisation des eaux est l'application la plus importante dans l'osmose inverse. Le chlorure de sodium (NaCl) est souvent utilisé comme soluté de référence. Le taux de rejet au chlorure de sodium de certaines membranes utilisées pour le dessalement de l'eau de mer est d'environ 99 %. D'autres membranes, conçues pour le dessalement des eaux saumâtres, ont un taux de rejet de chlorure de sodium de 96 % (**Gabr, 2007**).

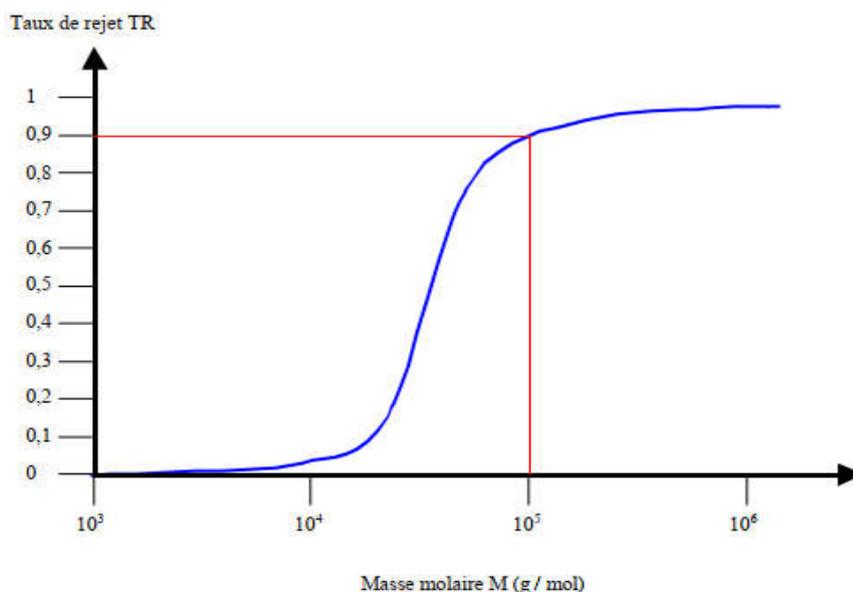


Figure 1-11 : la sélectivité d'une membrane d'ultrafiltration (Berland et Juery, 2002)

Dans le cas de l'osmose inverse, la notion de seuil de coupure peut être considérée comme peu pertinente. En effet, il est possible que les taux de rejet de substances chimiques de même taille soient très différents sous des conditions opératoires identiques.

De même, bien que des analogies puissent exister sur le plan des mécanismes, la notion de seuil de coupure n'est pas pertinente en microfiltration, car les espèces retenues (micro-organismes, boues) ne peuvent être définies ni par leur masse molaire ni par une taille, mais plutôt par un diamètre apparent ou équivalent.

En microfiltration tangentielle, la sélectivité de la membrane est généralement déterminée par son diamètre de pore (par exemple, 0,45  $\mu\text{m}$ ) (Berland et Juery, 2002)

### 1.7.8 Systèmes de récupération d'énergie et consommation d'énergie spécifique

Le dessalement par osmose inverse de l'eau de mer (SWRO) est un processus énergivore en raison du faible taux de récupération (25-40 %), surtout en comparaison avec des techniques comme la distillation, qui, bien que consommatrices d'énergie, peuvent parfois présenter une meilleure efficacité dans des conditions spécifiques.

Le dessalement par osmose inverse de l'eau de mer (SWRO) est un processus énergivore en raison du faible taux de récupération (25-40%) et de la pression de fonctionnement élevée (60-80 bar), (surtout en comparaison avec des techniques comme la distillation, qui, bien que

consommatrices d'énergie). Par conséquent, l'industrie s'efforce continuellement de récupérer le maximum d'énergie possible de la saumure éliminée. Dans les premiers temps de l'industrie du dessalement, le système de récupération d'énergie était la roue Pelton, convertissant l'énergie hydraulique de la saumure rejetée en énergie de rotation, qui était fournie sous forme de puissance mécanique à la pompe haute pression (Figure 1-12).

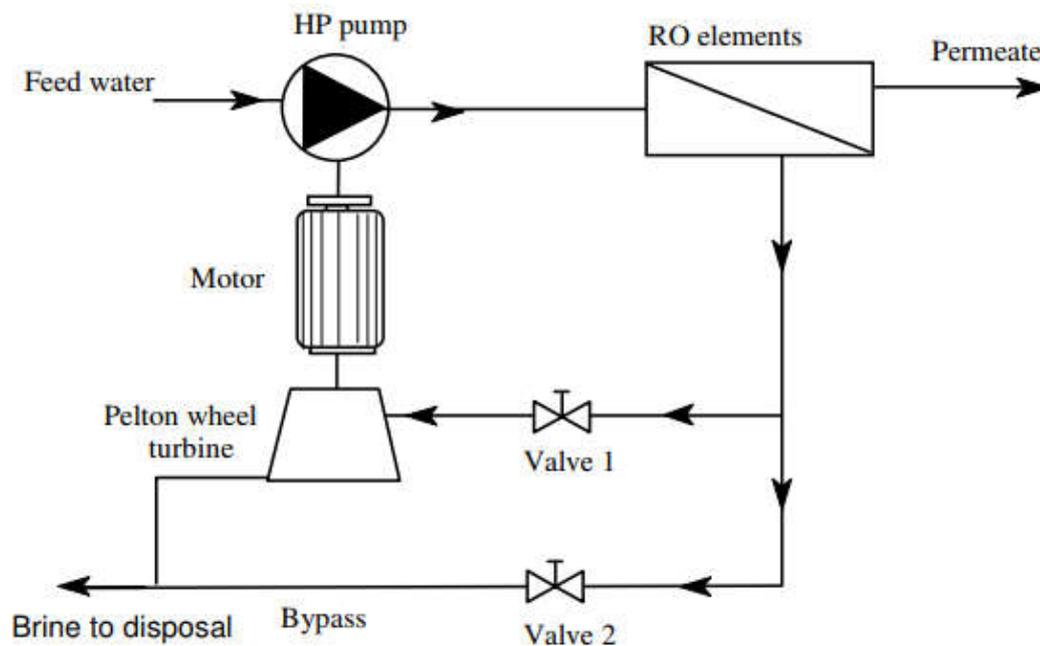


Figure 1-12 : Système de récupération d'énergie (Maurel, 2006)

L'économie d'énergie était d'environ 40%. Dans tous les cas, le pourcentage de récupération d'énergie dépend de plusieurs facteurs, tels que la capacité de l'installation, le taux de récupération, la pression de service, etc. Il est intéressant de noter qu'un taux de récupération élevé peut parfois entraîner une dégradation de la qualité de l'eau produite, en raison de la concentration accrue des contaminants (Gabr, Sayed, 2007).

Dans une version différente de la roue Pelton, les économies d'énergie peuvent aller jusqu'à 34 % comme le montre la Figure 1-13. Il faut noter qu'en augmentant le taux de récupération en fermant la vanne 2, le débit d'eau à l'entrée de la turbine peut diminuer, ce qui peut entraîner une diminution de la pression appliquée. En conséquence, l'augmentation du débit de perméat peut être obtenue conformément à un faible taux de récupération. Les résultats évidents d'une telle conception sont la meilleure qualité du perméat combinée à une pression appliquée élevée et à un faible taux de récupération (Maurel, 2006).

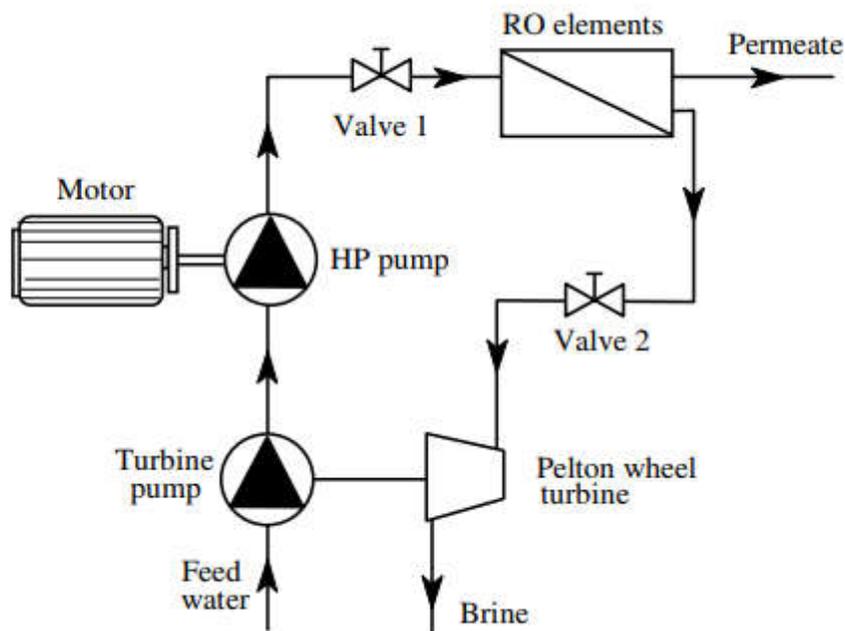


Figure 1-13 : Système de récupération d'énergie de Pelton avec deux pompes (Maurel, 2006)

Un système de récupération d'énergie plus efficace, flexible et simple a été introduit par différentes entreprises et est communément appelé turbocompresseur. Ces dispositifs sont de nature centrifuge ainsi l'économie d'énergie est réalisée parce que les pompes haute pression fonctionnent à une pression plus faible (Figure 1-14). L'énergie de pression de saumure est renvoyée par le turbocompresseur sous la forme d'une augmentation de la pression du flux d'alimentation. Le turbocompresseur est situé entre la pompe haute pression et les membranes remplaçant la vanne de régulation de la saumure.

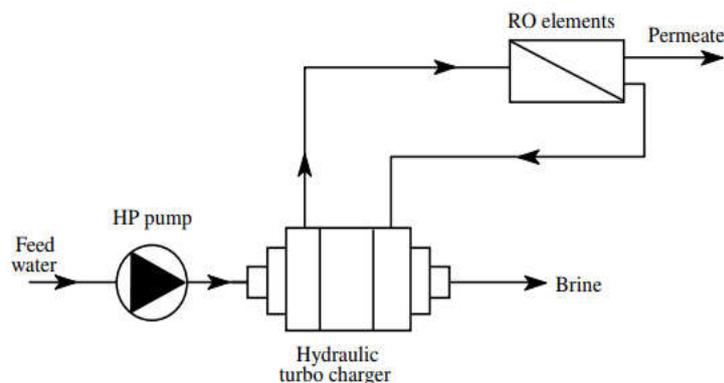


Figure 1-14 : Système de récupération d'énergie du turbocompresseur (Maurel, 2006)

### 1.7.9 Le système de récupération d'énergie PX

Les systèmes de récupération d'énergie qui utilisent le principe du déplacement positif sont communément appelés échangeurs de pression, PX. Ces systèmes transfèrent l'énergie du flux rejeté directement au nouveau flux d'eau de mer. Cette connexion directe permet une efficacité réelle de transfert d'énergie nette du flux de rejet au flux d'alimentation de plus de 95% (Gabr, 2007). L'économie d'énergie est obtenue en réduisant la puissance volumétrique de la pompe haute pression comme indiqué à la figure 1-15.

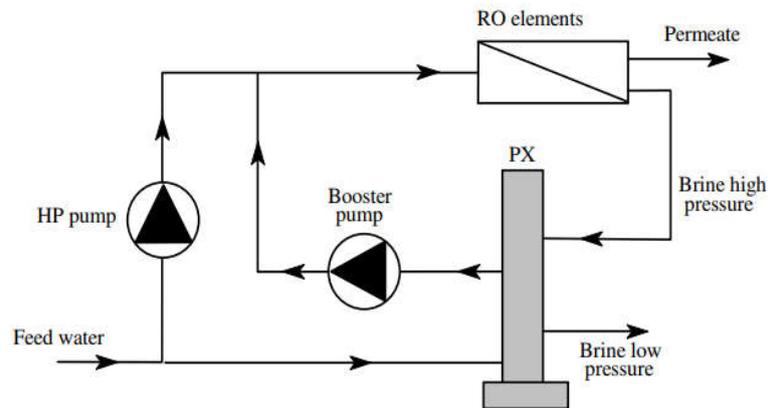


Figure 1-15 : Échangeur de pression, PX, système de récupération d'énergie (Maurel, 2006)

La consommation d'énergie globale d'une installation SWRO utilisant le(s) dispositif(s) de récupération d'énergie PX a généralement un point minimum à des taux de récupération compris entre 30 et 40%. En dehors de cette plage de récupération, la centrale commencera à consommer des quantités d'énergie légèrement plus élevées. La Figure 1-16 illustre la relation entre le taux de récupération SWRO et la consommation d'énergie SWRO globale (Salinas et col., 2021).

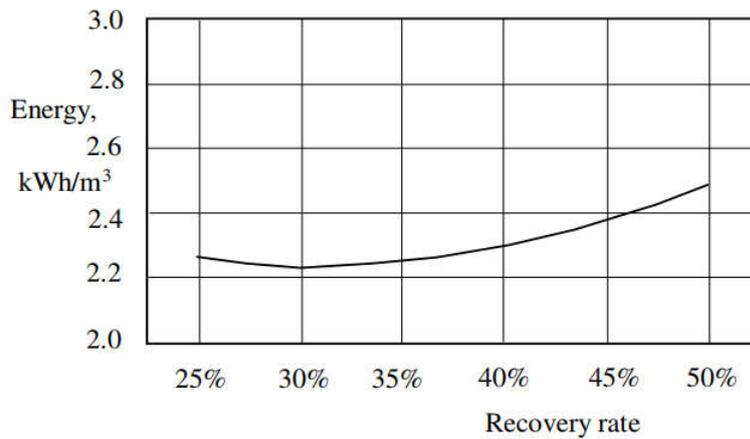


Figure 1-16 : Consommation d'énergie de l'usine SWRO en fonction du taux de récupération  
(Maurel, 2006)

### 1.7.10 Procédés et systèmes de prétraitement

L'eau d'alimentation, selon sa source, peut contenir diverses concentrations de solides en suspension et de matières dissoutes. Les solides en suspension peuvent être constitués de particules inorganiques, de colloïdes et de débris biologiques tels que des microorganismes et des algues. Les matières dissoutes peuvent être constituées de sels hautement solubles, tels que les chlorures, et de sels peu solubles, tels que les carbonates, les sulfates et la silice. Les particules en suspension peuvent se déposer à la surface de la membrane, bloquant ainsi les canaux d'alimentation et augmentant les pertes de frottement (perte de charge) à travers le système. Les sels peu solubles peuvent précipiter dans le flux de concentré, créant du calcaire à la surface de la membrane, ce qui réduit la perméabilité de la membrane à l'eau (c'est-à-dire sa capacité à laisser passer l'eau) et affecte également sa sélectivité, entraînant une diminution du flux. Ce processus de formation d'une couche déposée sur une surface de membrane est appelé encrassement de la membrane et entraîne une baisse des performances du système d'OI. L'objectif du procédé de prétraitement de l'eau d'alimentation est d'améliorer la qualité de l'eau d'alimentation à un niveau qui permettrait un fonctionnement fiable des membranes d'OI (Salinas et col., 2021).

La qualité de l'eau d'alimentation est définie en termes de concentration de particules en suspension et de saturation des sels peu solubles. Les indicateurs courants de particules en suspension utilisés dans l'industrie de l'osmose inverse sont la turbidité et l'indice de densité du limon (IDS). Les limites maximales de la turbidité et de l'IDS sont respectivement : 1 UTN et 4 (bien que ces valeurs puissent varier selon les normes spécifiques appliquées). Le

fonctionnement continu d'un système d'OI avec de l'eau d'alimentation dont les valeurs de turbidité ou d'IDS se rapprochent des limites de ces valeurs peut entraîner un encrassement important de la membrane. Pour un fonctionnement fiable et à long terme de l'unité d'OI, les valeurs moyennes de turbidité et d'IDS dans l'eau d'alimentation ne doivent pas dépasser 0,5 UTN et 2,5 unités IDS, respectivement (**Salinas et col., 2021**).

Le rapport de saturation est le rapport entre le produit de la concentration réelle des ions dans le flux de concentré et les solubilités théoriques des sels dans des conditions données de température et de force ionique. Ces rapports s'appliquent principalement aux sulfites peu solubles de calcium, au baryum et au strontium. La silice pourrait également être un constituant potentiel de la formation de tartre.

D'autres sels potentiellement formant du tartre, tels que le fluorure de calcium ou le phosphate qui peuvent être présents dans les aliments en osmose inverse, représentent rarement un problème.

Selon la qualité de l'eau brute, le processus de prétraitement peut comprendre tout ou partie des étapes de traitement suivantes (**Gabr, 2007**):

- Élimination des grosses particules à l'aide d'une passoire grossière.
- Désinfection de l'eau au chlore.
- Clarification avec ou sans floculation.
- Clarification et réduction de la dureté par traitement à la chaux.
- Filtration des médias.
- Réduction de l'alcalinité par ajustement du pH.
- Ajout d'un inhibiteur de tartre.
- Réduction du chlore libre à l'aide de bisulfate de sodium ou de charbon actif.
- Stérilisation de l'eau par rayonnement ultraviolet.

- Élimination finale des particules en suspension à l'aide de filtres à cartouche.

L'élimination initiale des grosses particules de l'eau d'alimentation est réalisée à l'aide de passoirs à mailles ou de tamis mobiles. Les crépines à mailles sont utilisées dans les systèmes d'approvisionnement en eau de puits pour arrêter et éliminer les particules de sable qui peuvent être pompées du puits. Les écrans mobiles sont des dispositifs filtrants utilisés pour éliminer les débris et les particules solides de l'eau provenant de sources de surface, protégeant ainsi les équipements en aval comme les pompes et les systèmes de filtration.

Le prétraitement de l'eau de puits se limite généralement au criblage du sable, à l'ajout d'un inhibiteur de tartre à l'eau d'alimentation et à la filtration des cartouches (**Gabr, 2007**), comme le montre la Figure 1-17.

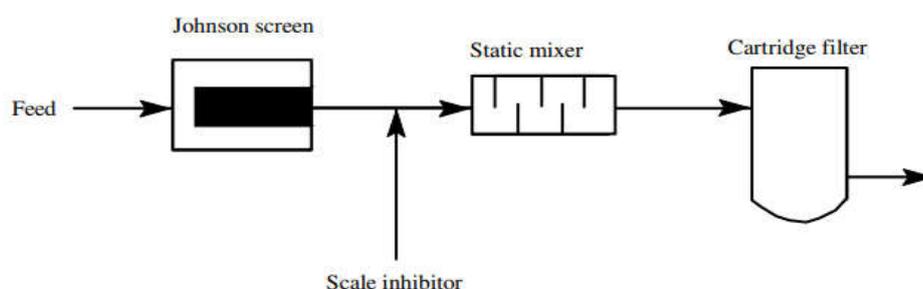


Figure 1-17 : Système de prétraitement pour eau provenant d'un puits (**Maurel, 2006**)

L'efficacité du processus de filtration peut être augmentée en ajoutant des auxiliaires de filtration, tels que des flocculants et des polymères organiques. Certaines eaux de surface peuvent contenir de fortes concentrations de matières organiques dissoutes. Ceux-ci peuvent être éliminés en faisant passer l'eau d'alimentation à travers un filtre à charbon actif. Selon la composition de l'eau, un inhibiteur d'acidification et de tartre d'addition peut être nécessaire (**Maurel, 2006**). Le schéma d'écoulement d'un système type de prétraitement des eaux de surface est illustré à la figure 1-18.

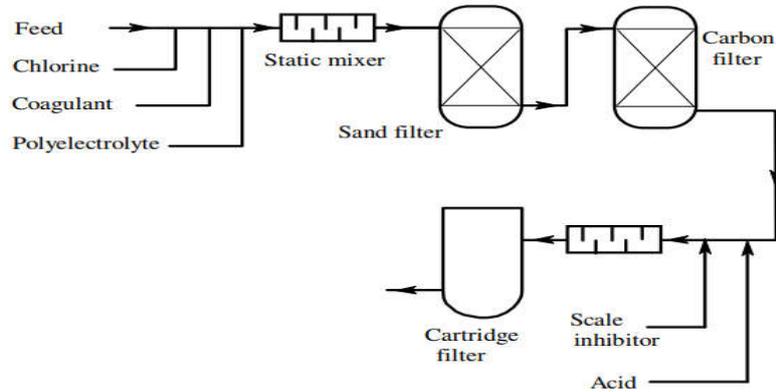


Figure 1-18 : Système de prétraitement pour source d'eau de surface (Maurel, 2006)

### 1.7.11 Avantages des procédés d'osmose inverse

- Faible coût en capital (coût d'investissement).
- Le processus d'osmose inverse est plus efficace et consomme moins d'énergie que le système MVC.
- Petite surface requise.
- Délai court pour la construction

### 1.7.12 Inconvénients des procédés d'osmose inverse

- Coût de fonctionnement élevé ;
- La durée de vie de l'unité est courte (presque dix ans, ce qui peut entraîner des coûts supplémentaires) ;
- Ne convient pas à toutes les sources d'eau (des sources d'eau avec des niveaux très élevés de certains contaminants ou des particules en suspension peuvent endommager les membranes ou rendre le traitement inefficace).

## 1.8 Distillation à détente successive ou multi-stage flash (MSF)

Dans le processus (MSF), l'eau de mer est chauffée dans un récipient (réchauffeur de saumure). Cela se fait généralement en condensant la vapeur dans des tubes qui traversent le navire qui à son tour chauffe l'eau de mer. Ensuite, cette eau de mer chauffée s'écoule dans un autre récipient appelé étage où la pression est telle que l'eau bout immédiatement. L'introduction soudaine de

l'eau chauffée dans la chambre à basse pression la fait bouillir rapidement (presque exploser) ou se transformer en vapeur. Généralement, seul un faible pourcentage de cette eau est converti en vapeur en fonction de la pression maintenue à cette étape. Le concept de distillation de l'eau avec un récipient fonctionnant sous pression réduite n'est pas nouveau et est utilisé depuis plus d'un siècle. Dans les années 1950, la première unité utilisant une série d'étages réglés à une pression de plus en plus basse a été développée. L'eau d'alimentation pouvait passer d'une étape à l'autre et être bouillie à plusieurs reprises sans ajouter plus de chaleur (**Arena et col., 2017**).

La vapeur générée par la détente est convertie en eau douce en étant condensée sur des tubes d'échangeur de chaleur (condenseur) qui traversent chaque étage. Les tubes sont refroidis par l'eau d'alimentation entrant dans le réchauffeur de saumure. Cela réchauffe à son tour l'eau d'alimentation de sorte que la quantité d'énergie thermique nécessaire dans le réchauffeur de saumure pour élever la température de l'eau de mer au point d'ébullition est réduite.

Les centrales flash à plusieurs étages sont construites commercialement depuis les années 1950. Elles sont généralement construites en unités d'environ 4 000 à 30 000 m<sup>3</sup>/jour. Les usines MSF sont généralement fonctionnées à des températures d'alimentation maximales (après le chauffage de la saumure) de 90-120°C (**El-Dessouky et col., 1995**).

L'un des facteurs importants qui affectent l'efficacité thermique de l'installation est la différence de température entre le chauffage à saumure et le condenseur à l'extrémité froide de l'usine. L'exploitation d'une installation au-delà de la limite de température supérieure de 120 °C augmente son efficacité thermique, mais augmente également le potentiel de formation de tartre préjudiciable et accélère la corrosion des surfaces métalliques. En règle générale, l'usine MSF peut contenir de 4 à environ 40 étages (**Tayyeban et col., 2022**).

La figure 1-19 montre une usine MSF à trois étages avec un éjecteur d'air pour la génération de vide.

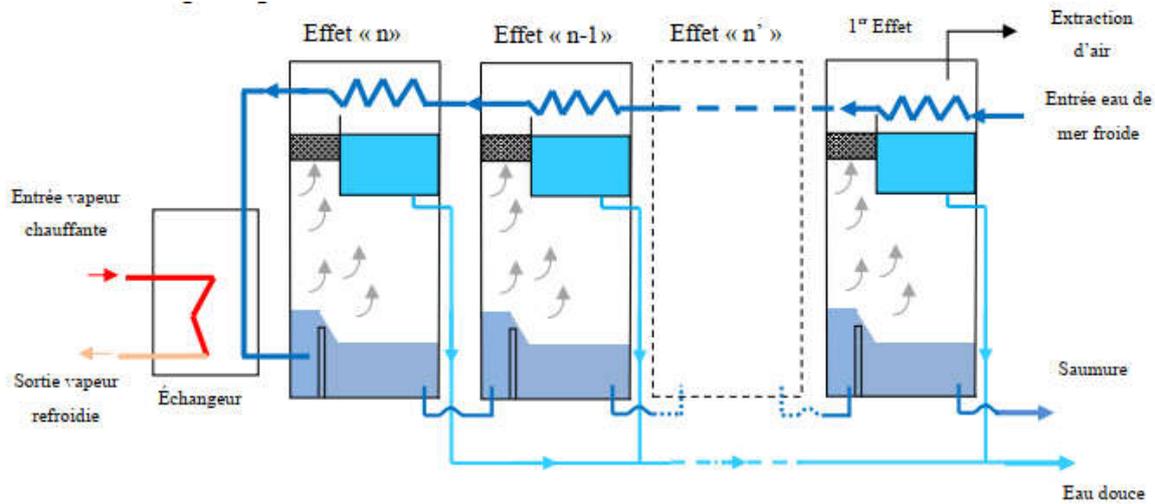


Figure 1-19 : Principe de fonctionnement d'un système MSF (Maurel, 2006).

## 1.9 Distillation par compression de vapeur (CV)

Le processus de compression de vapeur (VC) est normalement appliqué à un seul effet. La vapeur produite par la saumure bouillante lorsqu'elle s'écoule en film mince sur des tubes horizontaux est comprimée (mécaniquement ou thermiquement) à une pression suffisamment élevée pour que sa température de condensation soit d'environ 3 à 5 °C au-dessus du point d'ébullition de la saumure. La vapeur comprimée est ensuite introduite dans les tubes horizontaux sur lesquels la saumure est distribuée. La vapeur est condensée pour former la sortie d'eau douce et transfère sa chaleur latente à travers la paroi des tubes pour faire bouillir plus de saumure (Gabr, 2007).

La compression de vapeur s'effectue soit par un compresseur centrifuge à grande vitesse (compression mécanique de vapeur MVC), soit au moyen d'un éjecteur de vapeur (TVC à compression de vapeur thermique).

Le condensat passe à travers un échangeur de chaleur qui préchauffe l'eau de mer comme le montre la (Figure 1-20). Le compresseur est entraîné par un moteur électrique ou un moteur diesel. Généralement, la chaleur ajoutée au procédé par le travail de compression compense les pertes de chaleur du système vers l'atmosphère et est suffisante pour maintenir le processus à l'état stable. La chaleur est également introduite pendant la phase de démarrage. Le processus est particulièrement avantageux dans les endroits où seule une faible demande en eau est nécessaire, comme les plates-formes de forage pétrolier offshore, par exemple. Les systèmes de distillation par compression de vapeur peuvent être utilisés partout où l'énergie électrique

ou le carburant diesel est disponible. L'eau de mer est généralement prétraitée par l'ajout de polyphosphate pour inhiber la formation de tartre (El-Dessouky, Shaban et al. 1995).

La figure 1-20 montre la disposition d'un système de distillation MVC à compression mécanique de vapeur typique.

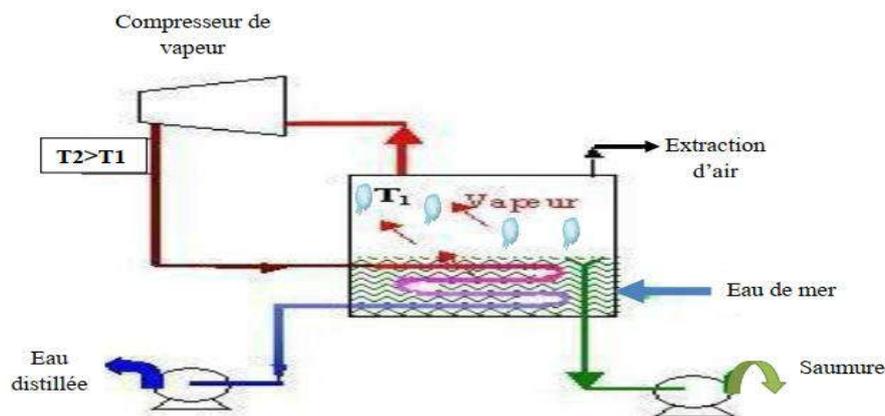


Figure 1-20 : Principe de distillation à compression de vapeur (Maurel, 2006).

## 1.10 Avantages des systèmes de dessalement thermique

- La salinité du produit final de 0 à 50 ppm.
- Maintenance faible et facile.
- Les unités peuvent fonctionner en continu pendant une longue période.
- Durée de vie des plantes supérieure à 20 ans pour tous les systèmes thermiques.
- Les systèmes thermiques peuvent fonctionner avec n'importe quelle source d'eau.
- Certains systèmes comme MSF peuvent être utilisés avec des centrales électriques pour utiliser la chaleur résiduelle.

La basse température de fonctionnement et les conditions de vide, permettent d'utiliser des matériaux bon marché. Le faible entretien et la durée de vie prolongée de l'usine résultent de la combinaison des faibles taux de corrosion et de l'utilisation d'anticalcaire doux (El-Dessouky et Al-Ramadan, 1995).

## 1.11 Inconvénients des systèmes de dessalement thermique

- Coût d'investissement élevé.
- Coûts d'exploitation élevés, y compris l'énergie et le traitement chimique.

Certains processus thermiques nécessitent une puissance élevée comme MVC (El-Dessouky et Al-Ramadan, 1995).

## 1.12 Processus d'électrodialyse (ED)

Le système de dessalement par électrodialyse (ED), comme l'osmose inverse, est un processus membranaire. Mais alors que l'osmose inverse produit de l'eau dessalée par l'application de pressions élevées sur la solution saline, l'ED desselle à basse pression au moyen de l'énergie électrique sous forme de courant continu, comme le montre la Fig. 1.21. L'électrodialyse est un processus ancien. La première usine commerciale a été construite en 1915, mais l'usine commerciale à grande échelle a été installée en 1952. À la fin de 1955, il y avait 8 usines commerciales en activité dans le monde (Maurel, 2006).

L'unité de base du procédé ED se compose de deux électrodes métalliques (cathode et anode) séparées par deux membranes échangeuses d'ions comme le montre la (Figure 1-21).

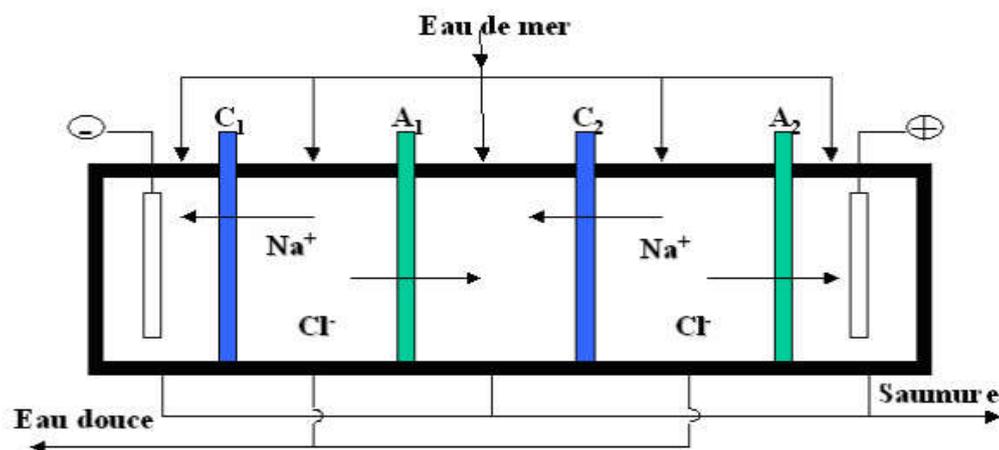


Figure 1-21 : Principe d'électrodialyse (Maurel, 2006)

Lorsque l'unité de base est remplie d'eau salée, avec une tension continue appliquée aux deux électrodes, les sels de l'eau en cours de dessalage, étant ionisés, conduisent le courant électrique. Le courant électrique circule dans l'eau entre les électrodes et transporte les cations

chargés positivement (tels que  $\text{Na}^+$  et  $\text{Ca}^{2+}$ ) vers la cathode chargée négativement, et les anions chargés négativement (tels que  $\text{Cl}^-$ ) vers l'anode chargée positivement. À la cathode, l'hydrogène est libéré et la solution adjacente devient alcaline. En outre, les ions positifs se concentrent et le  $\text{Ca}^{2+}$  concentré en particulier peut produire du tartre **(El-Dessouky et col., 1995)**.

Les membranes ED éliminent certains ions plus complètement que d'autres. Le tableau 1.4 montre la variation typique du rejet de divers ions.

Tableau 1.4 Variation typique du rejet de divers ions **(Maurel, 2006)**

Espèces ioniques	Concentration, ppm		Pourcentage de réduction
	Eau d'alimentation	Eau du produit	
Sodium	220	76	65,5
Calcium	485	39	92,0
Magnésium	181	22	87,8
Chlorure	332	36	89,2
Sulfate	1700	245	85,6
Bicarbonate	257	57	77,8
Solides dissous	3175	475	85 (moyenne)

Dans le procédé d'osmose inverse, (l'eau du produit est forcée à travers la membrane), la membrane agit comme un ultrafiltre pour les matériaux autres que les sels, tels que la silice, les bactéries et les matières organiques solubles. Dans le procédé ED, parce que ces matériaux ne sont pas ionisés, et parce que l'eau du produit s'écoule à travers la membrane au lieu de la traverser, ces matériaux se retrouveront dans le produit dans leur quantité totale d'origine. Par conséquent, l'eau de sortie doit être traitée pour éliminer ces matériaux **(El-Dessouky et col., 1995)**.

Le courant critique dépend de la conception de l'équipement et surtout du degré de turbulence de l'écoulement à travers les canaux dans l'intercalaire à membrane. Par conséquent, l'intercalaire est conçu avec un promoteur de turbulence spécial pour permettre une augmentation du courant et donc de la capacité par unité de volume. La deuxième limite de densité de courant est connue sous le nom de polarisation de concentration (**El-Dessouky et col., 1995**)

### 1.13 Dessalement solaire

L'énergie solaire peut être directement utilisée pour produire de l'eau douce. Le système de distillation solaire le plus efficace est l'alambic solaire simple, qui est une simulation à petite échelle du cycle hydrologique. L'alambic solaire simple consiste en un bassin recouvert de peinture noire pour augmenter l'absorption du rayonnement solaire, recouvert d'un couvercle en verre incliné (**Maurel A., 2006**). L'eau salée s'écoule vers le bassin en couche peu profonde comme le montre la Figure 1-22.

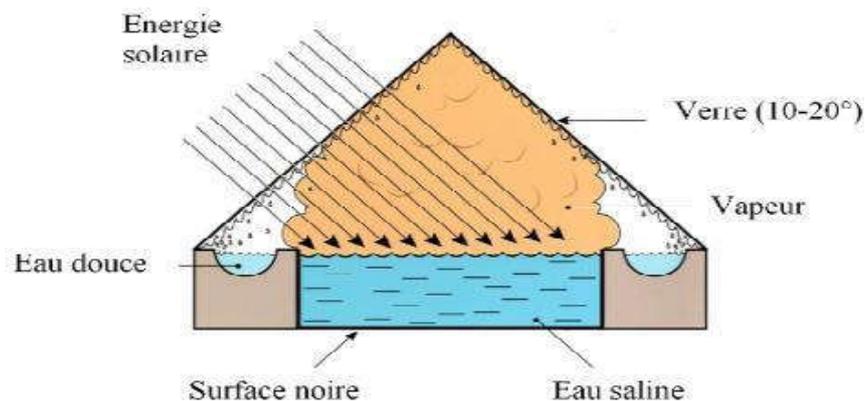


Figure 1-22 Distillateur solaire (**Maurel, 2006**)

Lorsque le rayonnement solaire atteint le bassin, la température augmente et une partie de l'eau s'évapore dans l'espace entre la surface de l'eau et la couverture de verre. Lorsqu'elle entre en contact avec le couvercle en verre plus froid, la vapeur produite se condense sur sa surface inférieure et s'écoule vers le bas vers un collecteur à travers le bord inférieur du couvercle en verre. Dans l'espace entre la surface de l'eau et la couverture en verre, la convection naturelle se produit pour amener plus de vapeur à entrer en contact avec la couverture en verre. La différence de température entre l'eau et la couverture en verre représente la force potentielle pour la productivité de l'alambic solaire. Par conséquent, l'alambic peut continuer à fonctionner après le coucher du soleil tant que cette différence de température existe (**Maurel, 2006**).

## 1.14 Avantages et inconvénients des systèmes solaires

Les systèmes solaires présentent les avantages suivants :

- Les alambics solaires peuvent fournir de l'eau douce à un coût inférieur à celui de tout autre système lorsque la demande est inférieure à environ 190 m<sup>3</sup> / jour.
- Les travailleurs non qualifiés ou semi-qualifiés peuvent fournir la main-d'œuvre pour la construction, l'exploitation et l'entretien de la communauté locale.
- Les coûts d'exploitation et d'entretien sont faibles.
- Grâce à la construction modulaire, les alambics solaires peuvent être agrandis facilement pour répondre à la demande future.
- Les alambics solaires fournissent un approvisionnement plus continu en frais qu'un système de captage de pluie **(El-Dessouky et col., 1995)**

Mais les systèmes solaires présentent quelques inconvénients :

- Les coûts initiaux sont élevés, surtout si la demande requise en eau douce est supérieure à environ 190 m<sup>3</sup>/jour. Il s'agit d'un facteur particulièrement important dans le financement d'une usine de distillation solaire pour une petite communauté.
- La productivité par mètre carré d'une superficie de bassin est faible ; Par conséquent, des superficies importantes sont nécessaires.

## 1.15 Durabilité et défis des technologies de dessalement :

La tendance est claire pour le 21<sup>e</sup> siècle : La consommation mondiale d'eau est en croissance continue, tirée par une population croissante combinée à une production industrielle et agricole croissante. Dans les zones arides et autres régions où l'eau est rare, cette demande de consommation doit en grande partie être satisfaite par des usines de dessalement utilisant une variété de procédés technologiques, par ex. les procédés thermiques tels que les installations flash à plusieurs étages (MSF) ou les procédés membranaires tels que les installations d'osmose inverse (RO) **(Bleninger, et Jirka, 2010)**.

Le dessalement de l'eau de mer a été considéré comme l'une des techniques les plus prometteuses pour fournir de l'eau douce dans les régions souffrant de pénurie d'eau. Il a gagné en popularité en tant qu'option réalisable pour la production d'eau potable, car les sources d'eau

disponibles s'épuisent progressivement en raison de la rareté de l'eau ainsi que de la détérioration de sa qualité (Mekonnen et Hoekstra, 2016).

Un procédé de dessalement de l'eau de mer sépare l'eau de mer saline en deux flux : un flux d'eau douce contenant une faible concentration de sels dissous et un flux de saumure concentrée. Le processus nécessite une certaine forme d'énergie pour dessaler.

Un certain nombre de technologies de dessalement de l'eau de mer telles que l'osmose inverse (RO), la distillation flash à plusieurs étages (MSF), la distillation à effets multiples (MED) et l'électrodialyse (ED) ont été développées au cours des dernières décennies pour augmenter l'approvisionnement en eau dans les régions arides du monde (Elimelech et Phillip, 2011).

Près de la moitié de la capacité mondiale de dessalement, qui comprend toutes les sources d'eau telles que l'eau de mer, l'eau saumâtre ou l'eau de rivière, est couverte par des usines d'osmose inverse. Elle est devenue la technologie la plus utilisée dans le domaine du dessalement en raison des améliorations apportées à la technologie des membranes et à la consommation d'énergie (Ncube et Inambao, 2019). Environ 70 % du nombre total d'usines de dessalement dans le monde utilisent la technologie OI, comme le montre la figure 1-23 (Ruan et col., 2021).

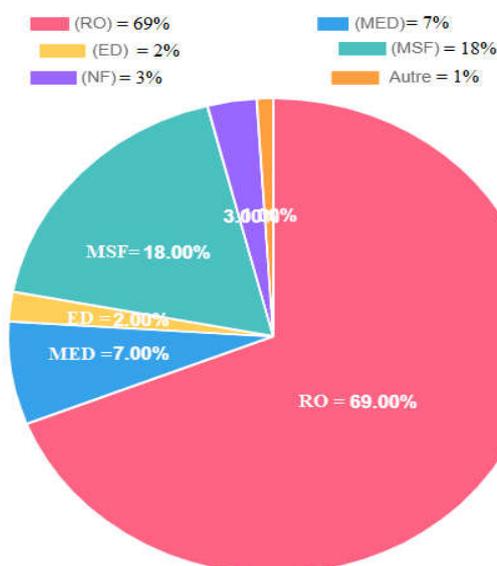


Figure 1-23 : Capacité mondiale de dessalement par technologie

Certains États dépendent de l'eau dessalée pour plus de 50 % de leur consommation domestique, alors que d'autres sources d'eau potable sont proches de l'épuisement. Pour éviter la menace réelle à la durabilité des ressources et pour satisfaire le besoin immédiat d'augmenter la production et l'approvisionnement en eau potable, le dessalement est un objectif clé pour les

gouvernements du monde entier, générant des investissements massifs et créant une demande d'expertise mondiale ainsi que les derniers systèmes avancés et technologie (**Bleninger et Jirka, 2010**).

En juin 2011, 15 988 usines de dessalement avaient été installées et exploitées dans 150 pays, produisant au total 66,5 millions de m<sup>3</sup> d'eau douce par jour (**Xevgenos et col., 2014**).

Au Moyen-Orient, en particulier dans les pays du Golfe, où les précipitations sont rares et les taux d'évaporation sont élevés. Les eaux de surface sont limitées et il n'y a pas de cours d'eau pérennes. La croissance démographique et le développement socio-économique ont entraîné un déséquilibre entre l'offre et la demande. Ces pays dépendent principalement du dessalement pour répondre aux besoins croissants en eau (**Cohen, 2021**).

Le Royaume d'Arabie saoudite (Arabie Saoudite) est le plus grand producteur d'eau dessalée au monde et produit actuellement environ un cinquième des productions mondiales. L'Arabie Saoudite dessale quotidiennement 9,9 millions de m<sup>3</sup> d'eau, environ 7,4 millions de m<sup>3</sup> sont produits à partir d'usines de dessalement d'eau de mer, ce qui en fait le plus grand pays employant le dessalement dans le monde (**IDRA, 2023**).

Les Émirats arabes unis (EAU) suivent l'Arabie saoudite en tant que deuxième pays utilisant le dessalement dans le monde avec une capacité de dessalement de 8,4 Mm<sup>3</sup>/j, 7,3 Mm<sup>3</sup>/j étant dessalés par une usine de dessalement d'eau de mer (**IDRA, 2023**).

En (Israël), l'eau de mer dessalée a contribué pour une part croissante à la couverture de la consommation annuelle d'eau. Fin 2011, l'eau de mer dessalée était fournie de manière continue et fiable aux réseaux d'eau régionaux et nationaux à partir de trois grandes usines, Ashkelon, Palmachim et Hadera, à raison d'environ 300 millions de m<sup>3</sup>/an. Cette quantité représentait environ 42 % de tous les apports d'eau potable dans ces réseaux (les autres apports étaient les eaux souterraines et l'eau de la mer de Galilée). En (Israël), déjà en 2013, deux grandes usines supplémentaires, à Soreq A et Ashdod, et une usine agrandie de Palmachim produisent 300 millions de m<sup>3</sup>/an supplémentaires, ce qui porte à près de 80 % l'eau fournie par le réseau à partir du dessalement de l'eau de mer (**Spiritos et Lipchin, 2013**).

Alors qu'elle gagne en importance pour répondre aux besoins en eau, la technologie de dessalement a ses inconvénients d'être coûteuse et énergivore et de peser davantage sur l'environnement avec l'élimination de la saumure et les émissions de gaz à effet de serre (GES).

Afin de dessaler l'eau de mer, que ce soit par des procédés membranaires ou thermiques, une grande quantité d'énergie est nécessaire.

Le dessalement a des impacts négatifs sous la forme d'épuisement des combustibles fossiles et d'émissions de GES provenant du processus de production d'électricité pour fournir cette énergie. De plus, la saumure produite lors du processus de dessalement endommage l'environnement marin local où la saumure est rejetée (Xevgenos et col., 2014).

# **Chapitre 2**

## 2 Rejets et impacts des usines de dessalement

### 2.1 Introduction

Les impacts d'un rejet d'usine de dessalement d'eau de mer sur le milieu marin dépendent des propriétés physiques et chimiques des rejets de l'usine de dessalement et de la sensibilité des écosystèmes côtiers à ces rejets en fonction de leurs caractéristiques hydrographiques et biologiques. Par conséquent, une bonne connaissance des propriétés des effluents et des milieux récepteurs est nécessaire afin d'évaluer les impacts potentiels des usines de dessalement sur le milieu marin. Cela peut être réalisé par des études d'impact sur l'environnement (EIE) spécifiques au site et au projet.

Les éléments clés d'une usine de dessalement qui ont la plus grande importance en termes d'impacts environnementaux sont les structures d'admission, le système de prétraitement et de nettoyage, la conception du processus de dessalement en termes d'utilisation d'énergie, d'eau et de matériaux entraînant différentes caractéristiques d'effluent, et le système d'élimination des concentrés.

Même si certaines études sur l'impact sur les rejets des usines de dessalement sont en cours dans des pays tels que Malte et l'Arabie saoudite, les effets à long terme de ces modifications de l'environnement marin sont encore mal connus (**Giwa et col., 2017**) ; (**Jones et col., 2019**). De plus, il est possible que les espèces aquatiques telles que le phytoplancton, le zooplancton et les poissons accumulent biologiquement des polluants minéraux ou organiques. Il est donc essentiel d'enquêter sur l'origine et l'évolution de ces rejets.

L'eau de mer contient des substances et des particules potentiellement nocives pour les composants de l'usine de dessalement. Les substances biologiques peuvent créer un encrassement. Les particules solides peuvent provoquer une coagulation et un dépôt et les solides dissous peuvent provoquer un entartrage et la corrosion des matériaux peut être accélérée. Par conséquent, les exploitants d'usines choisissent soigneusement le système de prise, le positionnent de la prise sur le site avec la meilleure qualité d'eau et recherchent les matériaux les plus robustes. Dans la plupart des cas, la qualité de l'eau brute n'est pas suffisante pour le fonctionnement de l'usine et les systèmes techniques de nettoyage doivent être installés. Des filtres sont intégrés pour purifier l'eau au maximum et des produits chimiques sont dosés pour assurer les bons paramètres de l'eau.

## 2.2 Système de prise d'eau

Des prises d'eau à ciel ouvert prélèvent l'eau directement de la mer via des canalisations, ce qui permet un débit d'eau brute théoriquement illimité. La forte aspiration de l'eau présente un risque d'impact et d'entraînement pour les poissons et autres animaux. Les espèces ne survivent pas à un passage dans une usine de dessalement (entraînement) et peuvent être lésées au niveau de la structure de prise. De plus, des particules et des organismes suffisamment petits pour passer à travers les tamis sont aspirés dans l'usine et détériorent considérablement la qualité de l'eau d'alimentation (**Wilson et col., 1986**). Les mesures d'atténuation visant à minimiser ces effets consistent à placer la prise d'eau dans les eaux profondes du large, en utilisant des conceptions avec de petites vitesses de prise d'eau, des tamis à mailles fines et des systèmes de manutention du poisson. Un critère de conception consiste généralement à maintenir les vitesses d'admission inférieures à 0,1 m/s, donc inférieures aux vitesses ambiantes (vitesses naturelles de l'eau), comme celles causées par les courants ou les vagues (**Peters et Pintó, 2008**). En outre, il est recommandé d'utiliser des conceptions entraînant principalement des vitesses d'absorption horizontales (le prélèvement d'eau effectué principalement dans une direction horizontale, ce qui permet aux poissons de nager plus facilement à contre-courant et réduit le risque qu'ils soient aspirés). Ceci peut être réalisé en ayant des plafonds de vitesse tels qu'appliqués aux prises d'eau de l'usine de dessalement australienne (Figure 2-1).



Figure 2-1 : Tour d'admission ouverte (**Bleninger et Jirka, 2010**)

Les prises d'eau souterraines sont soit des trous de forage verticaux construits du côté de la plage (puits de plage), soit des systèmes forés horizontalement. Ils utilisent le sol sableux comme préfiltration naturelle et fournissent ainsi une meilleure qualité d'eau d'alimentation. Le danger d'impact et d'entraînement est évité. Cependant, les apports souterrains dépendent

fortement des conditions géologiques et ne peuvent fournir que des volumes d'eau limités, généralement insuffisants pour les grandes installations. Des volumes d'admission plus élevés peuvent être livrés en appliquant plusieurs lignes de forage directionnel horizontal (HDD). Cette technique installe plusieurs pipelines sous le fond marin (Figure 2-2).

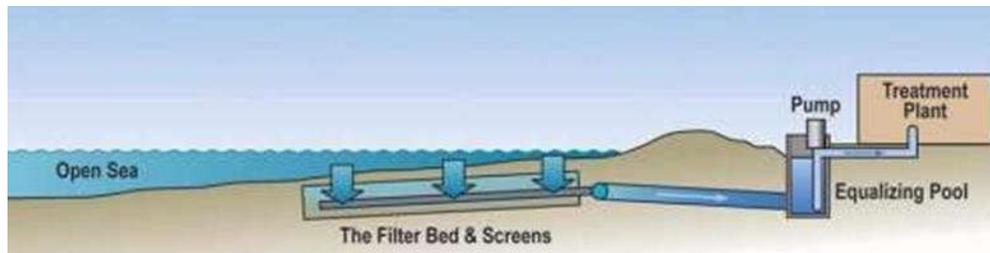


Figure 2-2 : Prise d'eau sous le fond marin par forage directionnel horizontal (**Bleninger et Jirka, 2010**)

Les usines de dessalement de l'eau de mer ont des dispositifs d'admission situés au large qui leur permettent de prélever de grosses quantités d'eau à proximité de certains habitats marins.

Par exemple, des tambours tamiseurs sont souvent disposés entre le dispositif d'apport et les pompes d'alimentation afin d'empêcher des débris flottants, des organismes marins volumineux et autres matières de pénétrer dans le circuit de pré-traitement de l'usine de dessalement.

Le prélèvement représente deux sources potentielles d'impact, à savoir le heurt du poisson sur les tambours et l'introduction de biotes dans le circuit d'eau d'alimentation qui représente une menace importante pour le phytoplancton et le zooplancton, pour conséquences des dommages physiques comme l'écaillage et des troubles tels qu'une désorientation. Ce phénomène entraîne une augmentation de la mortalité par maladie et une vulnérabilité accrue à la prédation (**Fernández et col., 2005**) ; (**Lattemann et Höpner, 2008**).

### 2.3 Systèmes de traitement

Lorsque la qualité de l'eau brute est mauvaise et ne répond pas aux critères de qualité de l'usine, un prétraitement doit être effectué afin d'éviter les problèmes opérationnels.

Le prétraitement chimique est la technique la plus couramment utilisée pour les usines de dessalement d'eau de mer. Le traitement chimique est appliqué pour réduire et éviter les particules en suspension, l'encrassement, l'entartrage, la corrosion et la formation de mousse (Curto et col., 2021). La figure 2-3 illustre les étapes typiques de prétraitement chimique des usines OI.

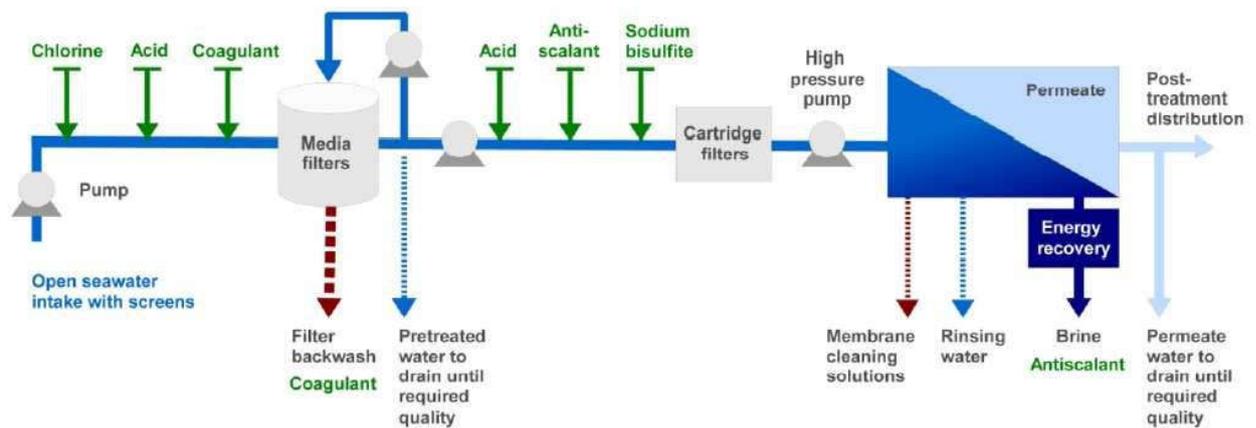


Figure 2-3 : Étapes typiques de prétraitement pour les usines d'osmose inverse (Lattemann et Höpner, 2008)

Les particules en suspension dans l'eau d'alimentation contaminent et bloquent les membranes d'osmose inverse.

Les particules doivent être forcées à former des agglomérations plus grandes afin qu'elles puissent être filtrées avec des filtres à double média et à cartouche (Figure 2-3).

Cela se fait généralement en ajoutant des produits chimiques de coagulation comme le chlorure ferrique ou des polyélectrolytes à l'eau (Tableau 2.1). Des turbines ou des hélices peuvent également être utilisées pour réaliser une floculation mécanique par mélange lent (Maurel, 2006).

L'encrassement est causé par des matières organiques présentes dans l'eau d'alimentation (notamment les algues), très probablement de fines particules non filtrées et des bactéries qui se déposent sur les surfaces et commencent à se développer. Ils provoquent le blocage et la destruction des membranes d'osmose inverse et réduisent le transfert de chaleur et l'efficacité du processus dans les usines MSF. L'encrassement est généralement combattu en ajoutant continuellement des biocides, le plus souvent du chlore, à l'eau d'alimentation, ce qui limite la

croissance biologique. Afin d'arrêter toute activité biologique, une chloration choc avec des dosages plus élevés est effectuée à intervalles réguliers.

Tableau 2.1 : Prétraitement de l'eau de mer avant osmose inverse (**Maurel, 2006**).

1. Chloration	Traitement choc : 7 à 8 ppm de chlore pendant 1 h toutes les semaines
2. Coagulation	$\text{FeCl}_3$ : dose = 10 g/m <sup>3</sup>
3. Flocculation	Polyélectrolyte anionique ou non anionique Dose = 1 à 5 g/m <sup>3</sup>
4. Filtration sur sable	filtre bicouche sous pression vitesse de filtration de 10 à 15 m/h
5. Acidification	$\text{H}_2\text{SO}_4$ : 20 - 25 g/m <sup>3</sup>
6. Décoloration	$\text{NaHSO}_3$ : 5- 10 g/m <sup>3</sup>
7. Antitartre	Polymères carboxyliques : dose = 1g/m <sup>3</sup>
8. Filtration sur cartouches	Cartouches à base de propylène 5 µm

Toutes les études examinées s'accordent à dire que les membranes d'ultrafiltration (UF) sont une option de prétraitement fiable et efficace pour les usines d'osmose inverse d'eau de mer, surpassant les systèmes de prétraitement conventionnels. De plus, l'intégration de la microfiltration (MF) avec l'UF pourrait offrir des avantages supplémentaires en termes de qualité d'eau et d'efficacité opérationnelle.

Les avantages écologiques potentiels doivent être prouvés car il existe des informations contradictoires sur l'utilisation chimique réelle des systèmes à membrane intégrée (IMS). Cependant, la technologie offre la possibilité de réduire considérablement, voire d'éviter, l'utilisation de produits chimiques si le système est bien conçu. Bien que l'ajout d'un autre processus coûteux à l'usine, le prétraitement UF présente déjà des avantages financiers, en raison des économies réalisées sur les membranes RO pour des qualités d'eau brute médiocres et très variables (**Maurel, 2006**).

## 2.4 Post-traitement

Le chlore est l'un des produits chimiques de prétraitement les plus dangereux. Dans les cas où son application ne peut être empêchée, la déchloration est une méthode simple et efficace pour

éviter les effets indésirables. Cette étape devrait être une partie obligatoire de la stratégie environnementale et pas seulement une nécessité opérationnelle dans les usines d'osmose inverse afin de protéger les membranes. Un neutralisant inoffensif est le dioxyde de soufre. Bien que le surdosage puisse entraîner une réduction du pH de l'eau traitée, les produits acides sont rapidement neutralisés par l'alcalinité de l'eau de mer (**Powers et col., 2020**)

## **2.5 La saumure des stations de dessalement**

### **2.5.1 Définition de la saumure**

Les rejets de saumure sont les déchets fluides d'une usine de dessalement, qui contiennent un pourcentage élevé de sel et de minéraux dissous. Il est rejeté à la mer et diffusé selon différents aspects. Il existe deux types différents de rejet de saumure appliqués dans une usine de dessalement, via un canal d'eau et un pipeline (**Danoun, 2007**). Toutes les saumures de dessalement, dont la concentration est supérieure à celle de l'eau de mer naturelle, sont normalement rejetées à la mer. Les concentrations en sel des saumures sont généralement le double de celles de l'eau de mer naturelle (**Lattemann et Höpner, 2008**).

L'eau de mer présente une salinité moyenne d'environ 35 g/l. La valeur est très variable en fonction des régions et de la saison (**Maurel, 2006**) :

- Mer Méditerranée 36 à 39 g/L,
- Golfe Arabo-Persique 36 à 39 g/L,
- Mer Rouge environ 40 g/L
- Mer Caspienne 13 g/L,
- Mer Morte 270 g/L.

La saumure est tout flux d'eau dans un processus de dessalement qui a une salinité plus élevée que l'alimentation. La saumure rejetée est l'eau hautement concentrée dans la dernière étape du processus de dessalement qui est généralement rejetée sous forme d'eaux usées (**Jones et col., 2019**).

### **2.5.2 Caractéristiques de l'effluent de la saumure**

La saumure est générée comme sous-produit de la séparation des minéraux de la source d'eau utilisée pour le dessalement. Ce flux liquide contient la plupart des minéraux et des

contaminants de l'eau de source et des additifs de prétraitement sous forme concentrée. Les caractéristiques de la saumure rejetée sont directement liées à la qualité de l'eau d'alimentation, à la technologie de dessalement utilisée, au pourcentage de récupération et aux additifs chimiques utilisés (**Omerspahic et col., 2022**)

Outre la salinité élevée de la saumure, plusieurs types de produits chimiques sont utilisés dans le processus de dessalement pour les opérations de pré- et post-traitement. En raison de la présence de ses différents produits chimiques à des concentrations variables, la saumure de rejet dans la mer a la capacité de modifier la salinité, l'alcalinité et les moyennes de température de l'eau de mer et peut entraîner des modifications de l'environnement marin (**Lattemann et Höpner, 2008**) ; (**Panagopoulos et Haralambous, 2020**).

Tableau 2.2 : Propriétés typiques des effluents des usines de dessalement d'eau de mer RO et thermique MSF (**Dawoud, 2012**)

	<b>RO Plants</b>	<b>MSF Plants</b>
<b>Propriétés physiques</b> Salinité Température Densité du panache pH	Jusqu'à 65 000–85 000 mg/L Température ambiante Flottabilité négative pH environs 6–7	Environ 50 000 mg/L +5 à 15°C au-dessus de la t° ambiante Flottabilité positive, neutre ou négative PH environ 6–7
<b>Additifs de contrôle de l'encrassement biologique</b> Chlore Organiques halogénés	Pour contrôler l'encrassement biologique. Contenu généralement faible en dessous des niveaux nocifs.	10 à 25 % du dosage d'alimentation en eau de source. Composition et concentrations variables, trihalométhanes
<b>Élimination des solides en suspension</b>  Coagulants (par exemple chlorure de fer III) Aides à la coagulation (par ex. Polyacrylamide)	Peut être présent si l'eau de source est conditionnée et que l'eau de lavage à contre-courant du filtre n'est pas traitée. Peut être présent si l'eau de source est conditionnée et que l'eau de lavage à contre-courant du filtre n'est pas traitée.	Absent (traitement non requis)  Absent (traitement non requis)

<b>Additifs antitartres</b> Acide antitartre (H2SO4)	Non présent (réagit avec l'eau de mer pour former des composés inoffensifs, c'est-à-dire de l'eau et des sulfates ; l'acidité est consommée par l'eau de mer naturellement alcaline, de sorte que le pH de rejet est généralement similaire ou légèrement inférieur à celui de l'eau de mer ambiante).	Teneur généralement faible en dessous des niveaux toxiques. Non présent (réagit avec l'eau de mer pour former des composés inoffensifs, c'est-à-dire de l'eau et des sulfates ; l'acidité est consommée par l'eau de mer naturellement alcaline, de sorte que le pH de rejet est généralement similaire ou légèrement inférieur à celui de l'eau de mer ambiante).
<b>Additifs anti-mousse</b> <b>Agents anti-mousse</b> (par ex. Polyglycol)	Absent (traitement non requis)	Contenu généralement faible en dessous des niveaux nocifs
<b>Contaminants dus à la corrosion</b> Métaux lourds Produits chimiques de nettoyage	Peut contenir des niveaux élevés de fer, de chrome, de nickel et de molybdène si de l'acier inoxydable de mauvaise qualité est utilisé.	Peut contenir des concentrations élevées de cuivre et de nickel si des matériaux inappropriés sont utilisés pour les échangeurs de chaleur
<b>Produits chimiques de nettoyage</b> Produits chimiques de nettoyage	Solutions alcalines (pH 11–12) ou acides (pH 2–3) avec des additifs tels que : détergents (par exemple dodécylsulfate), agents complexants (par exemple EDTA), oxydants (par exemple perborate de sodium), biocides (par exemple formaldéhyde)	Solution acide (pH 2) contenant des inhibiteurs de corrosion tels que des dérivés de benzotriazole

### 2.5.3 Quantité de la saumure

La capacité de production de l'usine de dessalement et le taux de récupération déterminent la quantité de saumure. La récupération est exprimée en pourcentage du débit d'eau douce produit par rapport au débit d'alimentation total du système. Les récupérations de BWRO sont de 70 à 90 %, tandis que SWRO sont généralement de 40 à 55 % (GWI, 2020). Une récupération plus élevée entraîne un volume de concentré plus petit, ce qui signifie une plus grande salubrité, et vice versa. Le volume de saumure produit par l'usine de dessalement peut être déterminé de la manière suivante :

$$V_b = V_p \left( \frac{1-R}{R} \right) \quad (2.1)$$

Où,

$V_p$  = Volume de perméat

$V_b$  = Volume de saumure

$R$  = taux de récupération du système (%)

#### 2.5.4 Qualité de la saumure

La qualité de la saumure dépend :

- De la composition de l'eau d'alimentation et de sa salinité.
- Des membranes de dessalement rejettent du sel.
- De la récupération totale.

La saumure ( $TDS_B$ ) dépend des concentrations de TDS d'alimentation et de perméat ( $TDS_S$  et  $TDS_P$ ) et de la récupération du système ( $R$ ) (Xevgenos et col., 2021).

$$TDS_{Brine} = TDS_{Seawater} \left( \frac{1}{1-R} \right) - \frac{R.TDS_{Permiate}}{100(1-R)} \quad (2.2)$$

Après simplification on obtient l'expression suivant :

$$TDS_{Brine} = TDS_{Seawater} \left( \frac{1}{1-R} \right) \quad (2.3)$$

Le facteur de récupération ( $R$ ) est ensuite calculé à partir de la formule suivante :

$$R = 1 - \frac{TDS_{Seawater}}{TDS_{Brine}} \quad (2.4)$$

Pour un système SWRO à un seul passage, la récupération idéale est de 45 à 50 % et le facteur de concentration est de 1,5 à 1,8. Pour comparer, les usines SWRO ont généralement des récupérations de 50 à 55 % et des facteurs de concentration de 2 à 6 (GWI, 2020).

Nous pouvons utiliser les règles suivantes pour prédire la qualité de la saumure en fonction de la qualité de l'alimentation.

En raison de son alcalinité plus élevée, le pH de la saumure est plus élevé que celui de l'alimentation.

Les membranes RO rejettent les métaux lourds par rapport au calcium et au magnésium.

Sauf pour les matières à faible poids moléculaire (MW), la majorité des matières organiques sont rejetées dans plus de 95 %.

L'eau d'alimentation RO aura des niveaux réduits de certains composants tels que les métaux dissous, les micro-organismes et les particules, si un prétraitement est inclus dans le processus de dessalement, mais une concentration légèrement accrue d'ions inorganiques tels que le sulfate, le chlorure et le fer, si des coagulants sont utilisés. Des résidus organiques provenant du conditionnement de l'eau de source avec des polymères et des antitartres peuvent également être présents dans la saumure.

La quantité de saumure produite est limitée. Turbidité (généralement inférieure à 2 NTU), faible teneur en matière en suspension (MES) et demande biochimique en oxygène (DBO).

## **2.6 Impacts environnementaux du rejet de saumure**

La saumure issue des processus de dessalement est normalement rejetée directement dans la mer, formant un panache d'eau très dense qui s'étale sur le fond marin en suivant les gradients les plus forts et affectant les communautés benthiques rencontrées en cours de route. L'impact des rejets de saumure sur l'écosystème marin nécessite de plus en plus d'attention et d'étude, en particulier en ce qui concerne les herbiers marins **(Cooley, et col 2006)**

Les impacts d'un rejet d'usine de dessalement sur le milieu marin dépendent des propriétés physiques et chimiques des rejets de l'usine de dessalement et de la sensibilité des écosystèmes côtiers à ces rejets en fonction de leurs caractéristiques hydrographiques et biologiques **(Lattemann et Höpner, 2008)**.

La nocivité potentielle de la saumure sur l'environnement résulte soit de sa salinité supérieure à la normale, soit de polluants qui, autrement, ne seraient pas présents dans le plan d'eau récepteur. Ceux-ci comprennent le chlore et d'autres biocides, les métaux lourds, les antitartres, les coagulants et les produits chimiques de nettoyage **(Duan et col., 2023)**.

## 2.6.1 Effet de la salinité et de la température

La salinité et la température sont des facteurs de contrôle de la distribution des espèces marines, qui vivent normalement dans les zones qui offrent des conditions environnementales favorables à l'espèce. La plupart des organismes peuvent s'adapter à des écarts mineurs par rapport aux conditions optimales de salinité et de température. Des situations extrêmes peuvent être tolérées temporairement, mais pas une exposition continue à des conditions défavorables. Le rejet constant avec des niveaux de salinité et de température élevés peut donc être fatal pour la vie marine et peut entraîner un changement durable de la composition et de l'abondance des espèces sur le site de rejet (Velasco et col., 2018).

La salinité de la plupart des océans est d'environ 35 à 40 g/l. La salinité des effluents de dessalement dépend du taux de récupération et peut largement dépasser les niveaux naturels de l'océan comme le montre le tableau (2.3). Plusieurs études indiquent que des niveaux de salinité constants supérieurs à 45g/l modifient la communauté benthique et réduisent la diversité des organismes (Boudouresque et Verlaque, 2002)

De plus, l'augmentation des températures réduit la solubilité de l'oxygène dans l'eau et des diminutions significatives des niveaux d'oxygène peuvent être toxiques pour les espèces. Le tableau 2.3 indique que TSD de la saumure est de 63,8, tandis que l'eau d'alimentation est de 38,95, ce qui donne un rapport saumure/eau d'alimentation de 1,64.

Tableau 2.3 : Caractéristiques chimiques de la saumure par rapport à l'eau de mer (UNEP/MAP, 2002)

Analyse	Eau d'alimentation mg/l	Saumure mg/l	Rapport (saumure/eau aliment)
Ca <sup>++</sup>	0,962	1583	1,64
Mg <sup>++</sup>	1,021	1,090	1,87
Na <sup>+</sup>	11,781	19,346	1,64
K <sup>+</sup>	514	830	1,61
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,004	0,005	1,25
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	195	256	1,31
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nil	nil	/
So <sub>4</sub>	3,162	5,548	1,75
Cl <sup>-</sup>	21,312	43,362	2,03
F <sup>-</sup>	1,500	1,9	1,26
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	2,600	4	1,54
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0-080	0,400	5

NO <sub>2</sub> -	0,030	0,0500	1,67
Dureté totale en CaCO <sub>3</sub>	6,600	11,800	1,78
Salinité totale (TSD)	38,951	63,840	1,64
Fe <sup>***</sup>	0,04	0,05	1,25
Al <sup>+++</sup>	0,001	0,007	7
PH	6,33	6,26	NA
Conductivité	46,200 mS/cm	75,300 mS/cm	NA

## 2.6.2 Effets dus aux produits de la corrosion

Les usines de dessalement thermique, en raison des alliages utilisés dans la fabrication des équipements, rejettent des métaux lourds tels que le cuivre, le nickel, le fer, le chrome et le zinc, avec des concentrations particulièrement élevées de cuivre et de fer. Par exemple, la plus faible concentration de cuivre dans l'effluent de l'usine de dessalement d'Al-Khobar était de 20 ppm, tandis que les concentrations naturelles de base dans l'eau de mer étaient de 0,12 ppm et 0,07 ppm. Les concentrations de cuivre dans l'eau de mer de la Méditerranée varient de 0,04 à 0,70 pb dans l'eau de mer et de 0,01 à 50 pb dans l'eau côtière (**Höpner et Lattemann, 2003**) ; (**Dawoud, 2012**).

Tableau 2 .4 : Résumé des phases de prétraitement et post-traitement au cours de la production d'eau potable par dessalement (**PNUE, 2001**).

Phase de prétraitement	Objet	Produits Chimiques	Devenir des produits
<b>Ajustement du pH à 7</b>	Diminue-la concentration de carbonate (et la précipitation de carbonate). Protège-la membrane contre l'hydrolyse	Acide (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	Modifie le pH de l'eau produite et de la saumure concentrée, le sulfate est retenu dans la saumure concentrée
<b>Antitartre</b>	Prévient la formation de tartre sur les membranes	Agents chélateurs et dispersants	Les complexes formés sont retenus dans la saumure concentrée
<b>Coagulation filtration</b>	Prévient les salissures et l'encrassement des membranes	Coagulants-Floculants	Les agents floculants formés se séparent par décantation et sont éliminés par filtration
<b>Désinfection</b>	Prévient l'encrassement biologique et l'élimine les microorganismes qui se nourrissent des matières des membranes	Chlore (biocides)	Chlore également réparti dans le perméat et la saumure concentrée

<b>Décoloration</b>	Protège les membranes sensibles au chlore	Bisulfate de sodium ou charbon actif granulaire	Réagit avec le chlore pour former du sulfate et du chlorure qui sont retenus dans la saumure
<b>Ajustement du Ph à 7</b>	Prévient la corrosion du système de distribution, protège la flore et la faune aquatiques en cas de rejet en surface	Noah, carbonate de sodium anhydre, chaux	Accroît le niveau de sodium dans l'eau produite et dans la saumure concentrée
<b>Désinfection</b>	Prévient la prolifération bactérienne dans le système de distribution, protège la flore et la faune aquatique si nécessaire	Chlore	Le chlore est retenu dans l'eau produite et dans la saumure concentrée
<b>Réduction du niveau de chlore</b>	Élimine le chlore et d'autres oxydants	Bisulfite de sodium ou CAGE	Accroît les niveaux de sulfates et de chlorures dans l'eau produite et dans la saumure concentrée
<b>Élimination d'autres formes chimiques</b>	Diminue tous les polluants susceptibles d'être présents dans l'eau produite et dans la saumure concentrée	Est fonction des formes chimiques	

Cet aspect est très préoccupant, car il y a une augmentation rapide du nombre d'usines de dessalement en Méditerranée avec une capacité de production de 40 000 et 50 000 m<sup>3</sup>/jour.

Dans le processus OI, les produits de corrosion ne sont pas si importants car il se produit à des températures ambiantes et que les composants métalliques du système sont principalement en acier inoxydable. Par exemple, à l'usine de dessalement de Dhekelia (Chypre), la concentration de cuivre dans l'eau de mer près de l'émissaire de saumure était inférieure à 1 ppb. (Cooley et Wolff, 2006).

### 2.6.3 Effet des agents antitartre

Sur les surfaces du matériel de dessalement industriel, il y a des dépôts de tartre. Il est inévitable que la présence de tartre entraîne des problèmes d'exploitation et/ou une perte de rendement. Le tartre diminue le taux de transfert de chaleur à travers les parois touchées et réduit le débit de liquide dans les tuyaux pendant le processus de distillation.

Diverses techniques sont utilisées pour éviter l'entartrage dans les processus de distillation. Les polyphosphates, qui retardent les dépôts de tartre, sont un agent antitartre précoce, peu onéreux, mais efficace, mais d'une efficacité limitée. Ils sont hydrolysés en orthophosphate à des températures supérieures à 90 degrés Celsius, ce qui a pour inconvénient d'être thermolabile. L'utilisation de ce produit chimique a considérablement diminué ces dernières années (UNEP, 2008).

Le taux d'application de cet acide est de 1 à 3 ppm, mais sa concentration dans le rejet est généralement de 0,5 ppm. L'acide sulfurique est utilisé avec des adjuvants polymères dans les usines OI pour éviter la formation de tartre (UNEP/ROWA, 2008).

#### **2.6.4 Effet des Agents antisalissures**

De nombreux groupes d'organismes participent à un processus à phases multiples appelé salissures. Elles commencent par l'adsorption de substances polymères de l'eau non traitée sur les surfaces solides, ce qui crée un film précurseur qui permet aux bactéries de coloniser. Des périphytes, des microalgues, des protozoaires et des champignons adhèrent à ce premier biofilm, suivis de débris, détritits et particules inorganiques (UNEP/ROWA, 2008).

Les systèmes d'apport d'eau de mer et l'usine située en amont sont désinfectés depuis longtemps avec des composés de chlore pour éviter les salissures.

Normalement, 2 ppm de chlore sont ajoutées. L'objectif d'un processus bien conduit est d'obtenir une concentration nulle de chlore dans l'émissaire. De l'eau de Javel est continuellement ajoutée à l'usine Sitra de Bahrein pour atteindre une teneur de chlore de 2 ppm. Le taux d'injection est réglé pour maintenir un niveau résiduel de chlore de 0, 2 ppm dans l'émissaire. (Lattemann et Höpner, 2008).

Le niveau de chlore dans la saumure de l'usine de dessalement de Dhekelia (Chypre) est effectivement nul. Le niveau de chlore est de 0,23 ppm lorsque l'eau de lavage à contre-courant est rejetée avec la saumure (Lattemann et Höpner, 2008).

#### **2.6.5 Effet des coagulants**

Les coagulants ont un très faible potentiel toxique, mais ils peuvent perturber le processus de photosynthèse en augmentant la turbidité de l'eau. Augmenter la turbidité de l'eau. Si des sels ferriques sont utilisés, leur rejet provoque une coloration intense de la saumure rejetée.

(Couleur rougeâtre) de la saumure rejetée. La turbidité de la saumure augmente en conséquence, ce qui peut avoir des proliférations d'algues à l'endroit du point de rejet (Lattemann et Höpner 2008).

### **2.6.6 Effets des agents antimousses**

La mousse produite par l'eau de mer aux étapes du procédé de distillation multistage est imprévisible lorsque les séparateurs sont proches de la surface du courant de saumure, ce qui ne permet de séparer qu'un volume réduit en phase aqueuse et phase vapeur.

Les polyglycols alkylés, les acides gras et les esters d'acides gras sont couramment utilisés comme antimousses. Ces agents sont actifs en surface à l'interface eau-vapeur et empêchent la formation de mousse. Bien que ces produits soient généralement ajoutés à 0,1 ppm, le surdosage est fréquent. La formation de mousse est principalement causée par les composants organiques de l'eau de mer, qui sont principalement des produits d'excrétion et de dégradation des algues planctoniques (Bleninger et Jirka, 2010).

### **2.6.7 Effets des produits chimiques de nettoyage**

La plupart des produits chimiques de nettoyage utilisés dans les usines de dessalement à membrane sont nocifs pour l'environnement. Le rejet de ces solutions, qui sont basiques ou acides, est dangereux pour la vie marine et doit être neutralisé avant le rejet (Lattemann et Höpner, 2008).

Le nettoyage et le stockage des membranes dans les usines OI peuvent produire des eaux potentiellement dangereuses. En fonction de la qualité de l'eau d'alimentation et du fonctionnement de l'usine ;–Les membranes doivent être nettoyées à des intervalles de trois à six mois. Le nettoyage des membranes utilise généralement des solutions alcalines ou acides aqueuses. Si les membranes sont stockées pendant la fermeture de l'usine, une solution chimique de préservation (généralement à base de bisulfite de sodium) doit également être utilisée. Avant leur rejet dans la mer, ces substances sont généralement purifiées.

Le cuivre et le chlore sont présents dans les rejets des usines de distillation par détente à étages multiples. L'estimation est basée sur une concentration de cuivre dans la saumure de 15 g/l,

tandis que la concentration de chlore résiduaire pour les effluents de saumure et d'eau de refroidissement est de 0,25 mg/l. (UNEP, 2008).

Les agents antitartres sont utilisés à la fois dans les usines de distillation par détente à étages multiples et dans les usines d'exploitation d'huile (OI).

### **2.6.8 Impact des saumures sur l'écologie marine**

En ce qui concerne l'impact des saumures, il faut souligner que la salinité des saumures est comprise entre 60 et 90 g/l. (Lattemann et Höpner, 2008) .

Cette différence de salinité avec l'eau de mer explique le comportement du rejet hypersalin, La masse d'eau très dense forme une couche sur le fond marin et se déplace suivant les lignes de pente maximale.

Le degré de stratification est tellement élevé que la dilution de cette masse d'eau avec la couche d'eau supérieure de salinité ambiante est très difficile, même avec un certain degré d'exposition hydrodynamique.

Le concentrât contient également les résidus des produits chimiques ayant servi aux prétraitements.

Ils entraînent en particulier une acidification de l'eau (pH compris entre 6 et 6.5) ce qui a un impact sur la matière biologique, et en particulier sur les coraux. Si l'on utilise du métabisulfite de sodium pour la déchloration de l'eau d'alimentation ou en tant que traitement biocide, ce produit a un impact sur le phytoplancton en particulier (Galli et col., 2012).

Les effets de ces rejets sur le milieu marin, comme l'ont démontré de nombreuses études, sont les suivants :

- Anoxie au niveau des fonds marins : la colonne d'eau se trouve divisée en deux : l'eau de mer constitue la couche supérieure et la saumure la couche inférieure. Dans des conditions de calme du milieu récepteur, avec un faible renouvellement des algues, la présence d'espèces benthoniques, consommatrices d'oxygène, peut conduire à des périodes d'anoxie du fond marin (Sirota et col., 2024).

- Diminution de la lumière : la présence d'un fluide hypersalin modifie le coefficient de réflexion de la lumière filtrée, provoquant la formation d'un brouillard qui rend difficile le passage de la lumière, affectant ainsi la photosynthèse des espèces marines végétales.
- Affection des espèces marines : des réductions significatives des communautés d'échinodermes (utilisées comme bio-indicateurs pour leur sensibilité) sont observées à proximité de la zone de déversement **(Sirota et col., 2024)**.
- Affection des fanérogames marines : La mer Méditerranée est la région du monde où le plus grand nombre d'études ont été réalisées sur les impacts affectant les phanérogames marines. Des effets négatifs sur ces plantes aquatiques ont été observés, notamment dans le cas des herbiers océaniques. On constate une augmentation de la mortalité individuelle, l'apparition de nécroses tissulaires et une chute plus importante des feuilles **(Díaz-Almela et col., 2008) ; (Marbà et col., 2014) ; (Pergent et col., 2021)**.
- Les traces de métaux (Le Ni, Mo, Fe, Cr, Zn), provenant de la dissolution de tuyauterie et système de condensateur de refroidissement et autres dépendants des alliages présents dans la ligne du processus. Ces métaux provoquent des stressés au niveau des communautés aquatiques et leurs effets seront plus marqués au niveau des habitats benthiques soumis à un enrichissement plus élevé de métaux trace **(Lattemann et Höpner, 2008)**.

Les différents types de rejet effectués par les usines de dessalement, avec leurs effets sur le milieu marin est reproduite sur les tableaux 2.4 et 2.5.

Tableau 2.4: Les différents types de rejet effectués par l'usine de dessalement OI, avec leurs effets sur le milieu marin. **(PNUE, 2001)**

Procédé/origine de l'impact/effet	Produits chimiques ajoutés ou produits	Devenir des produits chimiques et produits	Impacts néfastes sur le milieu marin	Rapport avec les dispositions du Protocole «tellurique»
Saumure	Saumure		Modifications des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau de mer et dommages causés aux biotes	Le rejet doit être réglementé
<b>OI</b>				
<b>a) Phase de pré-traitement</b>				

Ajustement du pH et protection des membranes contre l'hydrolyse	Ajout d'acide	Effet sur le pH de la saumure concentrée Le sulfate est retenu dans la saumure	Normalement aucun, si l'ajout est réglementé	Le rejet doit être réglementé
- Prévention de l'entartrage des membranes	Agents antitartre, polyphosphates, acide maléique	Les complexes formés sont retenus dans la saumure concentrée	Normalement aucun, si l'ajout est effectué dans des conditions bien définies	Le rejet doit être réglementé (article 6, annexe II)
Désinfection visant à empêcher l'encrassement biologique et à éliminer les microorganismes qui se nourrissent des matières fixées sur les membranes	Chlore ou autres biocides ou UV	Le chlore est réglé à un niveau très faible dans la saumure	Normalement aucun si leur ajout est réglementé	Le rejet doit être réglementé (article 6, annexe II)
<b>b) Phase de traitement</b> Élimination des sels de l'eau d'alimentation		Saumure de concentration de 1,2 à 3 fois plus élevée que celle de l'eau d'alimentation	Augmente la salinité. Effets nocifs pour les espèces résistantes aux sels	Le rejet doit être réglementé (article 6, annexe II)

Tableau 2.5 : Les différents types de rejet effectués par l'usine de dessalement MSF, avec leurs effets sur le milieu marin (PNUE, 2001) ;

Procédé/origine de l'impact/effet	Produits chimiques ajoutés ou produits	Devenir des produits chimiques et produits	Impacts néfastes sur le milieu marin	Rapport avec les dispositions du Protocole «tellurique»
Saumure	Saumure		Modifications des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau de mer et dommages causés aux biotes	Le rejet doit être réglementé
<b>a) Procédé de traitement</b>				

-élimination des sels de l'eau d'alimentation		Concentration de la saumure de 1,1 à 1,2 fois plus élevée que celle de l'eau d'alimentation	Accroissement correspondant de la salinité Effets nocifs pour les espèces résistantes aux sels	Le rejet doit être réglementé
Élévation de la température jusqu'à 100-110°C		Saumure concentrée avec une hausse de la température de 10 à 15°C au dessus de la température ambiante	Effet dû à la hausse de la température chez les espèces thermosensibles	Le rejet doit être réglementé
- Corrosion des tuyaux		Métaux lourds comme Cu, Ti, Zn en fonction de la construction de la tuyauterie	Effets toxiques potentiels de ces métaux pour les organismes marins	Le rejet doit être réglementé
Prévention de l'entartrage des surfaces caloporteuses du distilleur	Additifs polymères :polyp hosphates ou polymères de l'acide maléique	Réglementé à un niveau très faible d'environ 0,33mg/l dans la saumure	Normalement aucun, si l'ajout est réglementé	Le rejet doit être réglementé (

### 2.6.9 Impact de la saumure sur le sol et les eaux souterraines

Dans la méthode d'élimination de la saumure par déversement en surface, si une usine de dessalement est située loin du lieu de déversement, la saumure est transportée jusqu'à l'exutoire par de longues conduites. En cas de fuite des tuyaux posés sur les aquifères, la saumure peut pénétrer dans le sous-sol et contaminer les eaux souterraines **(Einav et col., 2002)**.

La méthode d'injection en puits profond constitue également une menace potentielle pour les eaux souterraines. Outre la défaillance du puits d'injection, l'injection prolongée d'un puits constitue également un risque de contamination des aquifères utilisés pour l'approvisionnement en eau potable. En cas d'injection prolongée, un panache salé peut se développer autour du puits de recharge, qui migre vers le bas en raison de la forte densité du panache et affecte ainsi les puits de production d'eau potable plus profonds **(UNEP, 2008)**.

L'impact sur le sol et les eaux souterraines de l'élimination en milieu terrestre des rejets de saumure provenant des usines de dessalement a été signalé par **(Mohamed et col., 2005)**. Dans cette étude, 25 usines de dessalement d'eau saumâtre par osmose inverse (BWRO) situées à l'intérieur des terres dans la région orientale d'Abu Dhabi (à savoir Al Wagan, Al Quaa et Um

Al Zumool) ont été évaluées. La saumure est déversée directement dans un bassin de surface (fosses non revêtues) dans un sol perméable à faible teneur en argile, capacité d'échange cationique et teneur en matière organique. L'étude globale a montré que les effluents rejetés dans le désert peuvent avoir un effet néfaste sur l'eau d'alimentation et/ou les aquifères souterrains. La plupart des échantillons d'eau (eau d'alimentation, eau de production, eau de rejet et eau de bassin) ont révélé la présence de constituants majeurs, mineurs et à l'état de traces. Certains de ces constituants étaient supérieurs aux normes autorisées.

## **2.7 Méthodes conventionnelles d'élimination de la saumure**

Dans le dessalement, on produit de la saumure à haute salinité qui doit être éliminée avec un impact minimal sur l'environnement. De nos jours, les rejets de saumure des usines de dessalement sont la préoccupation de tous les pays produisant de l'eau douce à partir du dessalement avec différentes technologies **(IDRA, 2020)**.

Les questions environnementales les plus importantes pour une usine de dessalement sont l'emplacement de l'usine, l'élimination de la saumure et les considérations énergétiques **(Barron et col., 2021)**.

L'atténuation des répercussions environnementales de l'élimination de la saumure est étroitement liée aux moyens par lesquels elle est gérée. Le choix de la méthode d'élimination dépend de huit facteurs, à savoir : le volume de saumure, la qualité des constituants de la saumure, l'emplacement géographique du point de rejet de la saumure, la disponibilité du site de réception, l'admissibilité de l'option, l'acceptation du public, les coûts d'investissement et d'exploitation et la capacité d'expansion de l'installation **(Panagopoulos et col., 2019)**.

L'élimination de la saumure des usines de dessalement est reconnue comme un danger pour l'environnement. Chaque étape du dessalement ajoute ou concentre des produits chimiques, dont la plupart sont rejetés avec la saumure à la fin du processus. Un autre impact environnemental potentiel de l'élimination de la saumure est l'eutrophisation, en raison des niveaux élevés de phosphates dans les effluents de saumure **(Höpner et Windelberg, 1997)**

Les méthodes de dessalement ont toujours été limitées par les coûts d'élimination des saumures concentrées produites et par l'impact négatif des compositions de saumure sur l'environnement, en particulier dans les grandes usines. Dans les régions côtières, l'élimination des eaux salées peut se faire en les rejetant dans le cours d'eau de mer voisin **(Mohamed et col., 2005)**.

Pour l'élimination de la saumure, les méthodes utilisées sont essentielles. Il existe deux scénarios complètement différents concernant l'élimination de la saumure, présentés dans le tableau (2.6), qui sont déterminés par l'emplacement de l'usine. Il s'agit de l'élimination de la saumure dans les zones intérieures et dans les zones côtières. La principale différence étant la possibilité de rejet dans une grande masse d'eau salée, c'est-à-dire la mer.

L'immersion en mer est reconnue comme la méthode la plus simple et la moins coûteuse et est donc presque exclusivement utilisée chaque fois que cela est possible. Cependant, dans les régions intérieures trop éloignées de la mer, d'autres méthodes doivent être utilisées, ce qui augmente les impacts économiques et environnementaux de l'élimination de la saumure (Marcus, 2005).

Tableau 2.6 : Méthodes d'élimination de la saumure (Marcus , 2005)

	Méthode d'élimination	Description
Élimination dans les zones intérieures	L'injection de puits profond	Il s'agit d'injecter l'eau rejetée à travers des puits forés vers des aquifères profonds et consolidés contenant de l'eau non potable.
	Réinjection d'aquifère	Cela implique l'injection de saumure dans le même aquifère utilisé comme aliment. Cela augmentera progressivement la concentration de sel dans l'eau d'alimentation
	Décharge dans une station d'épuration des eaux usées	Cela peut être une option viable si l'usine de dessalement est située à proximité d'une usine de traitement des eaux usées qui a la capacité d'accueillir le volume de saumure.
	Rejet dans le système d'égouts	De nombreuses usines de dessalement rejettent la saumure dans un système d'égouts. Cela peut affecter la capacité du système d'égouts et l'efficacité du traitement des eaux usées.
	Rejet dans un étang naturel	L'eau rejetée est simplement rejetée dans un « étang naturel ». Cette méthode entraînera la salinisation des eaux souterraines.
	Réutilisation pour l'agriculture ou l'aménagement	La réutilisation de l'eau pour des applications paysagères, ornementales et agricoles telles que le gazon très tolérant au sel est une alternative.
	Rejet dans les eaux de surface intérieures	Le rejet dans les eaux intérieures de surface environnantes (lac, rivière) n'est pas une option viable sur le plan environnemental, car ce ne sont pas des masses d'eau salée.
	Bassins d'évaporation	Les bassins d'évaporation sont utilisés depuis des siècles pour générer du sel. Les bassins d'évaporation sont utilisés pour concentrer la saumure dans la précipitation des cristaux de sel.
	Zéro rejet liquide (ZLD)	Zéro rejet liquide signifie qu'un produit final sec est atteint et qu'aucune eau rejetée n'est rejetée dans l'environnement. Cela introduit la possibilité de récupération des ressources

Immersion dans les zones côtières	Rejet par conduite loin dans la mer	L'élimination de la saumure par canalisation devrait donc se faire suffisamment loin dans la mer. Les limites sont le coût, les impacts environnementaux et la distance du point d'admission.
	Décharge directe sur le littoral	Ce n'est normalement pas une option viable. Cependant, en raison de l'économie, il peut être envisagé pour les petites plantes sur des rives insensibles.
	Décharge à la prise d'une centrale électrique	Ceci est largement utilisé pour les usines de dessalement thermique où les installations hybrides de production d'eau et d'énergie sont combinées. Une saumure moins dense est produite.
	Rejet dans une usine de production de sel	Cela présente une option environnementale et économique. Les principales limites de cette méthode sont la présence d'usines de production de sel à proximité de l'usine de dessalement.

- L'évacuation dans les eaux de surface comprend le déversement dans les rivières, les lacs, l'océan et d'autres masses d'eau. C'est la pratique la plus courante puisque la plupart des usines sont situées à côté de l'eau de surface.
- L'évacuation des eaux usées utilise l'infrastructure existante d'une usine de traitement des eaux usées. La saumure rejetée doit respecter la capacité maximale de traitement des égouts et des stations ainsi que les caractéristiques de qualité des eaux usées.
- L'injection de puits profond signifie l'insertion de saumure dans un aquifère profond sous les couches d'eau souterraine et dépend de conditions géologiques appropriées.
- Les bassins d'évaporation sont des zones de terrain où la saumure est éliminée et évaporée par la chaleur solaire, laissant les sels derrière.
- L'épandage permet la réutilisation des effluents de dessalement pour l'irrigation des pelouses, des parcs et de l'agriculture. Elle dépend de la tolérance des plantes à la salinité et de la conformité aux normes de qualité de l'eau pour l'irrigation.
- Les systèmes à zéro rejet liquide (ZLD) convertissent toute l'eau d'alimentation en eau potable ou évaporent l'eau résiduelle pendant le processus, ne laissant derrière eux que des constituants secs et solides. ZLD intègre le potentiel de fournir de l'eau dessalée sans aucun rejet de saumure ni impact sur le milieu marin. Cependant, les déchets solides doivent être traités et éliminés dans des décharges. La récupération et l'utilisation commerciale des sels et autres minéraux précieux pourraient également être prises en considération.

Selon (Muftah, 2011) l'absence de rejet liquide est la plus coûteuse de toutes les options d'élimination.

De plus, il reste à prouver si le système peut réellement être appliqué efficacement à toute usine de dessalement d'eau de mer existante de toute capacité. On ne sait pas non plus si les sels peuvent être utilisés commercialement s'ils sont extraits de saumure chimiquement contaminée, et on ne sait pas comment les déchets solides inutiles ou les constituants résiduels dénommés « autres produits » seraient éliminés. Cependant, une étude publiée par le MEDRC souligne les avantages de la ZLD pour les petits systèmes de traitement de l'eau à usage domestique dans la région MENA (FAO, 2022).

## 2.8 Comparaison des coûts

La figure 2-4 donne une comparaison illustrative des coûts d'investissement approximatifs des options de rejet typiques, en fonction des volumes d'effluents. On constate que les rejets d'eaux de surface et d'égouts ont les coûts d'investissement les moins élevés et que ces coûts n'augmentent que légèrement avec les débits d'effluents.

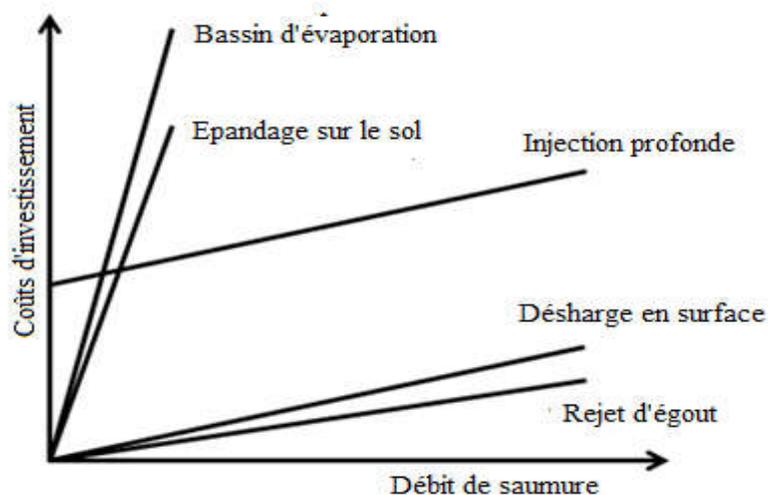


Figure 2-4 : Coûts en capital des principales options d'élimination du concentré en fonction du débit de concentré (Mickley, 2006).

Le tableau 2.7 présente les coûts de construction des usines de dessalement BWRO et SWRO de 40 000 m<sup>3</sup>/jour à 80 % de récupération - 10 000 m<sup>3</sup>/j de saumure et 45 % de récupération - 48 900 m<sup>3</sup>/j de saumure respectivement.

Tableau 2.7 : Coûts de construction des méthodes d'élimination de la saumure pour une usine de dessalement de 40 000 m<sup>3</sup>/jour (**Mickley, 2006**).

Méthode d'élimination de la saumure	BWRO (\$ mm)	SWRO (\$ mm)
Rejet d'eau de surface	2-10	6,5-30
Rejet d'égouts	0,5-2	1,5-6
Injection en puits profond	4-8	15-25
Bassin d'évaporation	30-50	140-180
Arrosage par aspersion	8-10	30-40

- **(\$ mm)** : coûts en millions de dollars (USD) pour chaque méthode d'élimination de la saumure.
- **BWRO** : Coûts associés aux systèmes d'osmose inverse pour eau saumâtre.
- **SWRO** : Coûts associés aux systèmes d'osmose inverse pour eau de mer.

## 2.9 Systèmes d'élimination de la saumure marine

L'élimination de la saumure dans la mer est certainement la méthode privilégiée de gestion des déchets de saumure lorsque l'industrie est proche de la mer. Les systèmes actuels d'élimination de la saumure ont des dispositions et des dimensions différentes en fonction des différentes contraintes, réglementations et paramètres de conception. Un examen des systèmes d'immersion en milieu marin existants typiques fournit des lignes directrices pour la conception de nouveaux systèmes d'immersion. Afin de respecter la réglementation, il est urgent d'optimiser l'efficacité de mélange des rejets d'effluents de saumure. Les stratégies de rejet d'effluents à flottabilité négative dans le milieu marin peuvent être classées comme suit (**Jirka, 2008**).

Rejet de surface : rejet sur le rivage par chenal ou déversoir (Figure 2-5).

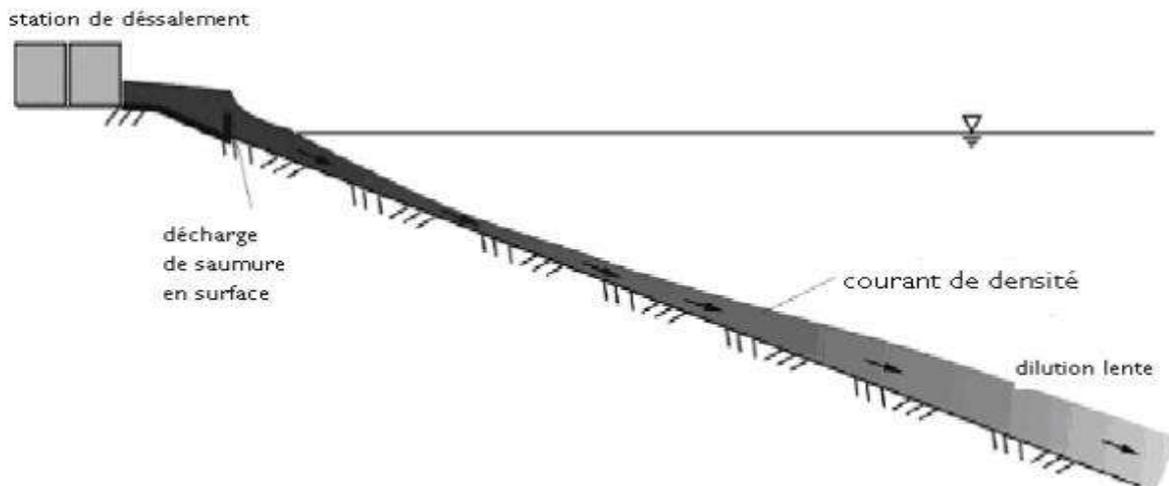


Figure 2-5 : Décharge de surface par canal ou déversoir (Jirka, 2008)

Décharge immergée : décharge immergée par pipeline et buse ou diffuseur (Figure 2-6).

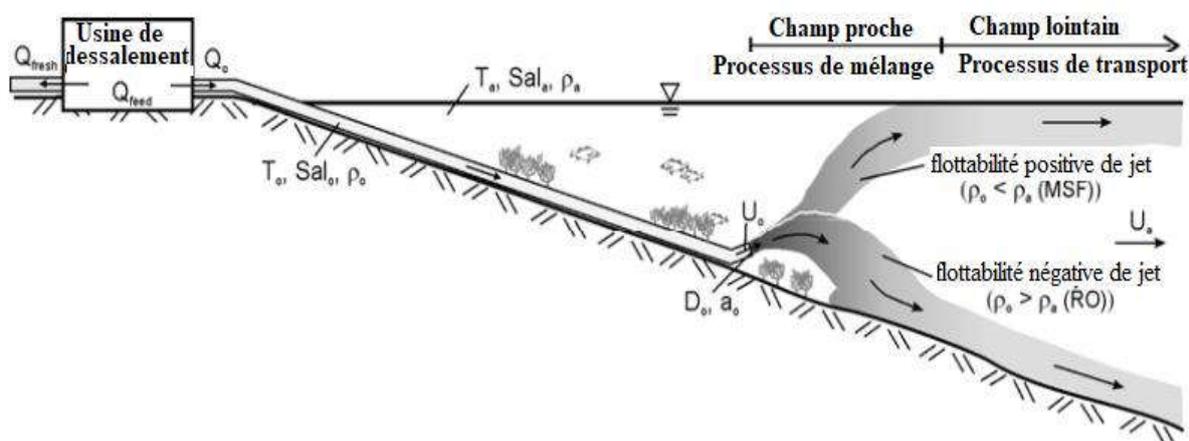


Figure 2-6 : Décharge immergée par tuyau et buse ou diffuseur (Jirka, 2008).

La configuration des rejets de saumure devrait tenir compte des caractéristiques particulières de la zone de rejet et du degré de dilution nécessaire pour garantir le respect des normes de qualité environnementale et la protection des écosystèmes marins situés dans la zone affectée par le rejet. S'il existe des écosystèmes protégés le long du fond marin dans la zone entourant la zone de rejet, il est recommandé d'éviter les systèmes de rejet direct de saumure de surface, car le degré de dilution et de mélange est très faible (Roberts et al., 2010).

De nos jours, les usines modernes de dessalement d'eau de mer de grande capacité rejettent un effluent de saumure concentré dans les eaux côtières au moyen d'émissaires marins submergés équipés d'un seul port ou d'un système de diffuseur multiport, comme le montre la (figure 2-

7), sous la forme d'un jet à flottabilité négative, qui assurent une dilution élevée afin de minimiser les impacts nocifs sur le milieu marin (**Jirka, 2008**).

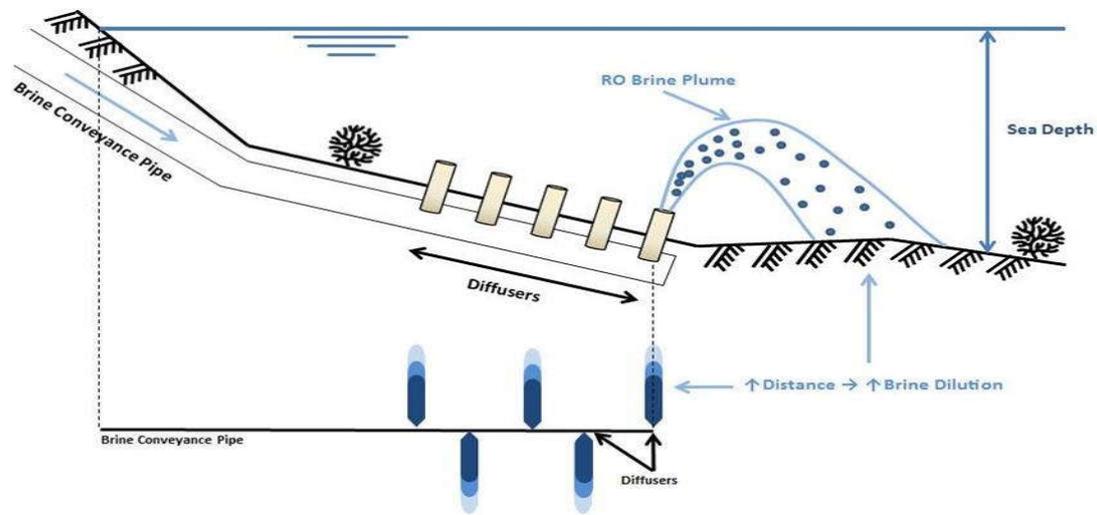


Figure 2-7 : Disposition d'un pipeline d'émissaire avec diffuseur multiport (**Jirka, 2008**).

Les diffuseurs multiports sont des dispositifs d'ingénierie efficaces installés aux émissaires marins modernes pour le rejet régulier des flux d'effluents des usines côtières de dessalement de l'eau de mer. La section diffuseur est équipée d'un certain nombre de ports qui dispersent les rejets de saumure dans les eaux côtières à l'intérieur de la zone de mélange. Ces ports sont disposés de manière unidirectionnelle, progressive ou alternée. Dans l'ensemble, les émissaires marins varient considérablement en ce qui concerne les matériaux de construction, les techniques d'installation, les diamètres des pipelines et des ports, ainsi que d'autres fonctions liées à la conception et à la construction (**Bleninger et Jirka, 2010**).

## 2.10 Normes environnementales et les aspects réglementaires

La norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépasser ou une limite inférieure à respecter. Un critère donné est rempli lorsque la norme est respectée pour un paramètre donné. Une norme est fixée par une loi, une directive, un décret-loi ...comme indiqué dans le (tableau 2.8) par le Décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006, définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.



# **Chapitre 3**

# 3 Etude du rejet de la saumure de quatre stations de dessalement en Algérie

## 3.1 Introduction

La croissance démographique, l'élévation du niveau de vie, la prolifération industrielle, la contamination de l'approvisionnement en eau et le changement climatique entraînent des pénuries d'eau dans le monde entier. Avec l'avancée de la technologie et la réduction des coûts de production, le dessalement de l'eau de mer devient le choix privilégié pour répondre à la demande croissante en eau et assurer un approvisionnement fiable.

L'osmose inverse de l'eau de mer (SWRO) est l'une des technologies de dessalement les plus couramment utilisées y compris en Algérie, où elle devrait être plus couramment utilisée dans les années à venir (IDRA, 2023). Actuellement, quinze usines de dessalement à grande échelle (SWRO) fonctionnent le long de la côte algérienne qui s'étend sur 1622 km le long du sud de la mer Méditerranée.

L'efficacité actuelle des systèmes d'osmose inverse pour l'eau de mer (SWRO) se situe entre 40 et 55 %, ce qui signifie que 40 à 55 % de l'eau de mer traitée est convertie en eau potable, tandis que le reste est rejeté sous forme de saumure

L'efficacité actuelle des systèmes d'osmose inverse pour l'eau de mer (SWRO) est d'environ 40 à 55 %, ce qui signifie que 40 à 55 % de l'eau de mer traitée est convertie en eau potable. (Ludwig ,2022). Les déchets de saumure générés et rejetés dans la mer ont environ deux fois la salinité de l'eau de mer ambiante (salinité normale de l'eau de mer dans la zone où la saumure est rejetée), qui peut atteindre environ 35 g/l sur le plateau Algérien. En outre, le rejet de saumure concentrée (environ 70 à 80 g/l) et de produits chimiques (par exemple, les phosphonates et les coagulants à base de sulfate ferrique) ajoutés au processus de dessalement (Khaled Elsaid et col., 2020) ; (Lattemann et Höpner, 2008), est rejetés dans la zone côtière environnante est devenu un problème environnemental. La saumure concentrée est plus dense que l'eau de mer ambiante et coule donc et s'écoule le long du fond marin, juste au-dessus de l'environnement benthique. Compte tenu de tout ce qui précède, l'évaluation de la propagation de la saumure et de ses interactions complexes avec la dynamique régionale, les populations

ambiantes (communautés d'organismes marins vivant dans l'environnement marin entourant la zone de rejet) et les écosystèmes marins est nécessaire (Ibrahim et Eltahir, 2019).

Ceux-ci sont particulièrement nécessaires pour souligner les effets sur la faune benthique habitant les sédiments sableux peu profonds au large des côtes. Cet environnement est plus susceptible d'être affecté en raison des courants littoraux induits par les vagues (Dixon et col., 2023).

À la lumière de la compréhension de l'état et des performances des usines de dessalement en Algérie, il était nécessaire d'évaluer la qualité de l'eau de la mer et de l'eau de la saumure générée à partir des usines sélectionnées dans le cadre de cette étude. Cette étude a été menée sur quatre grandes stations de dessalement par l'osmose inverse (Hamma, Fouka, Ténès et Mostaganem) Figure 3-1.

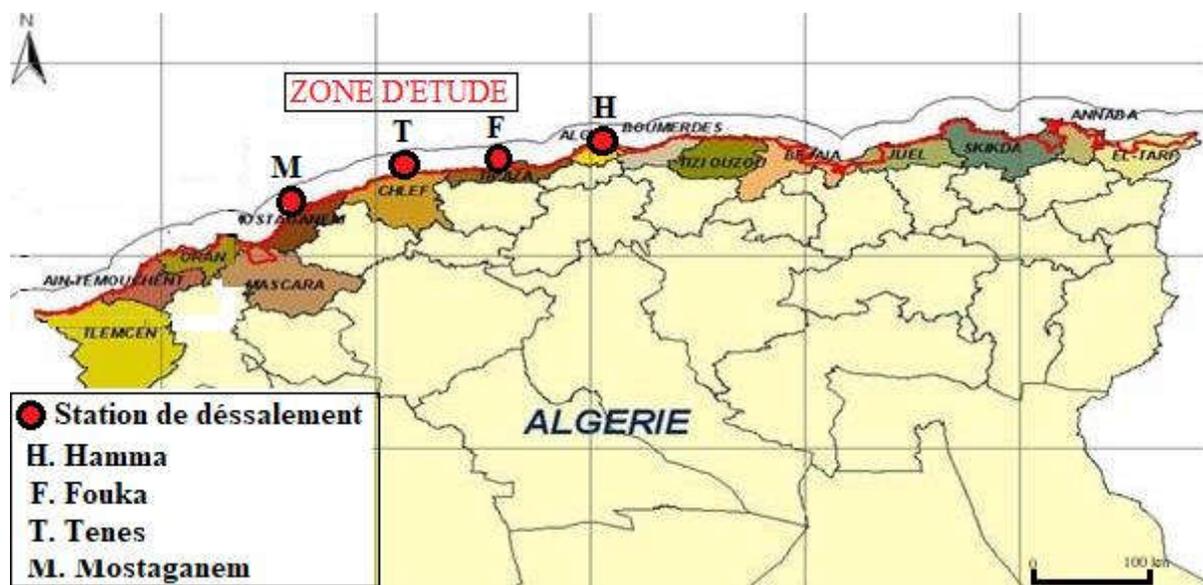


Figure 3-1 : Situation des quatre stations de dessalement étudiées (Carte modifiée, B. FILALI, 2023)

## 3.2 Les quatre stations de dessalement

### 3.2.1 Station d'El Hamma

L'usine de dessalement d'El Hamma (dans la wilaya d'Alger), a commencé à fonctionner en 2007 avec la production d'eau dessalée de 200 000 m<sup>3</sup>/jour. L'usine est alimentée en eau de la mer méditerranée, qui a une salinité comprise entre 34 et 37 g/L et une température comprise

entre 15°C et 27°C. L'eau de mer est aspirée par des pompes à travers deux conduites d'amenée de 550 m (profondeur du site ~13 m) vers un système de prétraitement. Ici, des coagulants sont ajoutés pour aider à éliminer les solides en suspension. La saumure est évacuée des blocs échangeurs de pression à 0,7 bar pour être transférée à la mer via un émissaire marin immergé. Environ 300 000 m<sup>3</sup>/j de saumure composée d'eaux de rejet et d'eaux usées issues des processus de nettoyage débordent par gravité par un seul émissaire en béton armé et se déverse à ~8 m de profondeur par une buse de sortie (single port, sans diffuseur). Sous l'effet de la pression, le jet de concentrât sort de la tuyère puis descend par gravité vers le fond marin. La longueur de l'exutoire de saumure est d'environ 258 m et de 1,6 m de diamètre intérieur (Figure 3-2).



Figure 3-2 : Station de dessalement de Hamma

### 3.2.2 Station de Fouka

L'usine de dessalement de Fouka (dans la wilaya de Tipaza), distante d'environ 35 km à l'ouest d'Alger, a commencé à fonctionner en 2011 avec la production d'eau dessalée à un taux de 120 000 m<sup>3</sup>/jour. L'usine est alimentée en eau de la mer Méditerranée, qui a une salinité comprise entre 36 et 37 g/L et une température comprise entre 14°C et 27°C. L'eau de mer est aspirée par deux conduites d'amenée (environ 800 m de longueur et à environ 10 m de profondeur d'eau). Vers un système de prétraitement. Ici, des coagulants sont ajoutés pour aider à éliminer les solides en suspension. La saumure est évacuée des blocs échangeurs de pression pour être

transférée à la mer via un émissaire marin immergé. L'émissaire est prévu être composé d'une conduite de 500 m de longueur et de 1,29 m de diamètre intérieur Figure 3.3.



Figure 3-3 : Station de dessalement de Fouka

### 3.2.3 Station de Ténès

L'usine de dessalement de Ténès (dans la wilaya de Chlef), distante d'environ 110 Km à l'ouest d'Alger, a commencé à fonctionner en 2015 avec la production d'eau dessalée à un taux de 200 000 m<sup>3</sup>/jour. L'usine est alimentée en eau de la mer Méditerranée, qui a une salinité comprise entre 36 et 37 g/L et une température moyenne annuelle de 18,98°C. L'eau de mer est aspirée par deux conduites d'amenée (environ 500 m de longueur et à environ 10 m de profondeur d'eau et d'un diamètre de 1800 mm). La saumure est évacuée des blocs échangeurs de pression pour être transférée à la mer via un émissaire marin immergé. L'émissaire est composé d'une conduite de 250 m de longueur et de 1,29 m de diamètre intérieur (Figure 3-4).



Figure 3-4 : Station de dessalement de Ténès

### 3.2.4 Station de Mostaganem.

L'usine de dessalement de Mostaganem, distante d'environ 350 km à l'ouest d'Alger, a commencé à fonctionner en 2008 avec la production d'eau dessalée à un taux de 200 000 m<sup>3</sup> /jour. L'usine est alimentée en eau de la mer Méditerranée, qui a une salinité comprise entre 35 et 36,5 g/L et une température comprise entre 14°C et 27°C. L'eau de mer est aspirée par deux conduites d'amenée (environ 2500 m de longueur et à environ 16,5 m de profondeur d'eau). Vers un système de prétraitement. Ici, des coagulants sont ajoutés pour aider à éliminer les solides en suspension. La saumure est évacuée des blocs échangeurs de pression pour être transférée à la mer via un émissaire marin immergé. L'émissaire est composé d'une conduite de 1200 m de longueur (Figure 3-5).



Figure 3-5 : Station de dessalement de Mostaganem

### 3.3 Traitement et analyse des échantillons d'eau

Des échantillons d'eau de mer et de saumure ont été collectés en juin 2017, novembre 2017, janvier 2018 et avril 2018. Les résultats des analyses physico-chimiques de l'eau de mer et de la saumure pour les quatre stations de dessalement sont graphiquement présentés (Voir Annexe1).

Toutes les analyses ont été réalisées dans les laboratoires. Les échantillons d'eau ont été analysés suivant les méthodes standard d'analyse des eaux usées (APHA, 1998).

#### 3.3.1 Interprétation des résultats des eaux de mer et de la saumure des quatre stations

Dans le cadre de la caractérisation des eaux de mer et des eaux de saumure le long de la côte algérienne, une campagne de mesures a été menée à la fois au niveau de la zone de captage et au niveau de la zone de rejet, pour les quatre stations de dessalement (effectuée par les agents des quatre stations). L'objectif est de comparer la saumure par rapport à l'eau de mer et aux normes de rejet en vigueur. Les résultats de la moyenne des concentrations des caractéristiques physico-chimiques sont présentés dans les tableaux 3.1, 3.2, et Annexe 1 (résultats sous forme graphiques).

Tableau 3.1 : Calcul des statistiques descriptives pour le tableau de la qualité de l'eau de mer

Paramètre	Hamm a	Fouk a	Ténès	Most	Moyen	Écart- type	Min	Max
pH	7,80	7,70	7,90	7,60	7,75	0,14	7,60	7,90
Conductivité ( $\mu$ S/cm)	55,40	56,20	54,23	56,8	55,41	1,47	54,23	56,80
Turbidité (Ntu)	1,08	1,05	1,31	0,66	1,02	0,24	0,66	1,31
Salinité (mg/l)	35200	37230	3687	36600	36475	91,78	35200	37230
Température °C	17,80	18,75	17	18,1	17,91	0,77	17	18,75
Nitrate (mg/l)	5,90	5,80	5,50	5,10	5,57	0,33	5,10	5,90
Alcalinité totale (TAC) °F	135	134	130	130	132,20	0,25	130	135
Bicarbonates (mg/l)	135	134,0 0	132	131	133,25	1,42	132	135
Dureté totale (TH) (°F)	56,60	45,30	44,10	44,20	47,55	48,39	44,10	56,60
Calcium (mg/l)	200	220	235,6 6	237	223,16	16,92	200	237
Magnésium (mg/l)	780,9	807	770,6 3	776,87	784,87	18,33	645,5 6	807
Chlorures Cl <sup>-</sup> (mg/l)	6453,5 6	6532	6473	6453,5 6	6452	103,09	6273	6473
Sulfate (mg/l)	1260	1100	4365	1180,1 0	1971,1 3	1593,8 2	1100	4365
MES (mg/l)	4,60	4,60	4,16	4,08	4,35	0,281	4,08	4,60
O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	4,50	5,00	4,50	5,00	4,50	0,710	4,50	5,00
Résidus (g/l)	30,20	30,05	32,00	31,10	30,45	0,648	30,20	30,50

Tableau 3.2 : Calcul des statistiques descriptives pour le tableau des rejets de la saumure

<b>Paramètre</b>	<b>Hamma</b>	<b>Fouka</b>	<b>Ténès</b>	<b>Most</b>	<b>Moy</b>	<b>Écart -type</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>
pH	7,95	7,9	7,78	7,45	7,77	0,27	7,45	7,95
Conductivité ( $\mu$ S/cm)	95	94,9	88,13	94,8	93,20	3,38	88,13	95
Turbidité (Ntu)	0,35	0,39	1,31	0,37	0,60	0,40	0.35	0.39
Salinité(mg/l)	66000	65500	66000	66300	65950	28,81	65500	66300
T °C	18,00	18,00	18,85	17,80	18,16	0.44	17,80	18,85
Nitrate (mg/l)	12,00	10,00	12,33	14,00	12,58	1,73	10	14
Alcalinité totale (TAC) °F	140,00	145,0 0	134,0 0	140,0 0	141,20	0,40	134,0 0	145,0 0
Bicarbonates (mg/l)	140,00	145,0 0	140,1 0	144,0 0	142,27	4,20	140	145
Dureté totale (TH) mg/l	143,0	139,0	129,2	141,0	132,82	74,06	129,2 0	143,0 0
Calcium (mg/l)	285	310	334	302	307,75	15,82	285	334
Magnésium (mg/l)	945	930	957	934	955,25	9,68	930	957
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	20700	20750	20500	20680	20632,50	109.3 0	20500	20750
Sulfate (mg/l)	5900	5820	5883, 33	5880	5870,25	112.8 0	5820	5900
MES (mg/l)	13,20	14,00	13,30	12,90	13,35	0,32	12,90	14
O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	9,27	9,00	9,30	9,15	9,18	0,106	9,15	9,27
Résidus (g/l)	64,50	65,75	65,14	64,95	65,08	90,40	64,50	65,75

On constate que :

**pH** : Les valeurs moyennes de pH sont assez similaires entre l'eau de mer et les rejets de saumure, avec une variabilité légèrement plus élevée dans les rejets de saumure. L'eau de mer a un pH moyen de 7,75 et un écart-type de 0,144, tandis que le rejet de saumure a un pH moyen de 7,77 et un écart-type de 0,20. La norme de rejet pour le pH se situe entre 6,50 et 8,50, ce qui est le cas pour l'eau de mer et la saumure.

**Conductivité** : Les valeurs de conductivité sont significativement plus élevées dans les rejets de saumure que dans l'eau de mer, avec une plus grande variabilité également. L'eau de mer a une conductivité moyenne de 55,41  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et un écart-type de 1,47, tandis que la décharge de saumure a une conductivité moyenne de 93,67  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et un écart-type de 2,58. La norme de rejet pour la conductivité n'est pas spécifiée (norme de rejet pour la conductivité dans les eaux côtières), mais il est généralement recommandé d'être en dessous de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  pour éviter de nuire à la vie marine.

**Turbidité** : Les niveaux de turbidité sont plus faibles dans le rejet de saumure par rapport à l'eau de mer, avec une variabilité légèrement plus élevée. La turbidité moyenne de l'eau de mer est de 1,02 et l'écart-type de 0,24, tandis que la turbidité moyenne de la saumure est de 0,60 et l'écart-type de 0,40. La norme de rejet pour la turbidité est généralement inférieure à 10 NTU, ce qui est le cas pour les rejets d'eau de mer et de saumure.

**Salinité (TDS)** : Les niveaux de salinité sont significativement plus élevés dans la décharge de saumure que dans l'eau de mer, avec une variabilité plus faible. La salinité moyenne de l'eau de mer est de 36475mg/l et l'écart-type de 91,88, tandis que la salinité moyenne de la saumure est de 65950mg/l et l'écart-type de 28,816. La norme de rejet pour la salinité n'est pas spécifiée, mais il est généralement recommandé qu'elle soit inférieure à 40 000 mg/L pour éviter de nuire à la vie marine. Le rejet de saumure dépasse cette valeur recommandée.

**Température** : Les valeurs de température sont légèrement plus élevées dans la saumure que dans l'eau de mer, avec une variabilité plus faible. La température moyenne de l'eau de mer est de 17,91°C et l'écart-type est de 0,74°C, tandis que la température moyenne de la saumure est de 18,162°C et l'écart-type est de 0,44°C. La norme de rejet pour la température se situe généralement entre 10°C et 30°C, ce qui est le cas pour les rejets d'eau de mer et de saumure.

**Nitrates :** Les niveaux de nitrates sont significativement plus élevés dans les rejets de saumure que dans l'eau de mer, avec une plus grande variabilité. La concentration moyenne de nitrates dans l'eau de mer est de 5,575 mg/L et l'écart-type de 0,320, tandis que la concentration moyenne de nitrates dans la saumure est de 12,582 mg/L et l'écart-type de 1,736. La norme de rejet pour les nitrates est généralement inférieure à 10 mg/L (**Madison, et Brunett, 1985**) ; (**EPA, 2020**) ; (**UNEP/DEPI, 2023**) ce qui est dépassé par le rejet de saumure.

**Alcalinité totale (TAC) :** Les niveaux de TAC sont légèrement plus élevés dans la décharge de saumure que dans l'eau de mer, avec une variabilité légèrement plus élevée. L'eau de mer a un TAC moyen de 132,20 mg/L et un écart type de 0,25, tandis que le rejet de saumure a un TAC moyen de 141,20 mg/L et un écart type de 0,40. La norme de rejet pour le TAC n'est pas spécifiée, mais il est généralement recommandé qu'elle soit inférieure à 200 mg/L pour éviter de nuire à la vie marine. Le rejet de saumure se situe dans cette fourchette recommandée.

**Bicarbonates :** Les bicarbonates sont plus élevés dans la saumure que dans l'eau de mer, avec une plus grande variabilité. La concentration moyenne de bicarbonates dans l'eau de mer est de 133,25 mg/L et l'écart-type est de 1,42, tandis que la concentration moyenne de bicarbonates dans la saumure est de 142,27 mg/L et l'écart-type est de 4,20. La norme de rejet pour les bicarbonates n'est pas spécifiée, mais il est généralement recommandé qu'elle soit inférieure à 200 mg/L pour éviter de nuire à la vie marine. Le rejet de saumure se situe dans cette fourchette recommandée.

**Dureté totale (TH) :** Les niveaux de dureté totale sont significativement plus élevés dans la décharge de saumure que dans l'eau de mer, avec une plus grande variabilité. L'eau de mer a une dureté totale moyenne de 59,87 et un écart-type de 48,39, tandis que la saumure a une dureté totale moyenne de 132,82 et un écart-type de 155,54. La norme de rejet pour le TH n'est pas spécifiée, mais il est généralement recommandé qu'elle soit inférieure à 500 mg/L (sous forme de  $\text{CaCO}_3$ ) pour éviter de nuire à la vie marine. Le rejet de saumure dépasse cette valeur recommandée.

**Calcium :** Les niveaux de calcium sont plus élevés dans les rejets de saumure que dans l'eau de mer, avec une variabilité légèrement plus faible. La concentration moyenne du calcium dans l'eau de mer est de 273,50 mg/L et l'écart-type est de 16,92, tandis que la concentration moyenne du calcium dans la saumure est de 307,70 mg/L et l'écart-type est de 15,82. La norme de rejet pour le calcium n'est pas spécifiée, mais il est généralement recommandé qu'elle soit inférieure

à 400 mg/L pour éviter de nuire à la vie marine. Le rejet de saumure se situe dans cette fourchette recommandée.

Dans l'ensemble, le rejet de saumure dépasse les normes de rejet recommandées pour la salinité et les nitrates. Le rejet de saumure se situe dans la fourchette recommandée pour le pH, la turbidité, la température, le TAC, les bicarbonates et le calcium. Ces résultats suggèrent que le rejet de saumure peut avoir des impacts environnementaux potentiels sur la vie marine en raison des niveaux élevés de certains paramètres.

### 3.3.2 Corrélation entre la salinité (TDS) et les rejets de saumure

L'évaluation de la corrélation entre la salinité (la salinité TDS) et les paramètres de rejet de saumure est cruciale dans le cas des usines de dessalement de l'eau de mer, car elle nous renseigne sur l'impact direct sur la durabilité environnementale des installations. La décharge de saumure, un sous-produit du processus de dessalement, peut avoir des effets néfastes sur les écosystèmes marins si elle n'est pas correctement gérée. Il est essentiel de comprendre la relation entre la salinité TDS et les paramètres de rejet de la saumure, tels que le débit, la température et le pH, pour atténuer ces effets et garantir un processus de dessalement plus respectueux de l'environnement.

Le tableau 3.3 présente une analyse détaillée des coefficients de corrélation entre la salinité TDS et d'autres variables dans les données sur les rejets de saumure.

Le tableau 3.3 : Corrélation entre la salinité TDS et les paramètres de rejet de la saumure

No.	Paramètres de rejet de saumure	Unité	Coefficient de corrélation avec la salinité
1	pH	/	-0,719
2	Conductivité	( $\mu$ S/cm)	0,650
3	Turbidité	(Ntu)	0,079
4	T	(°C)	0,059

5	Nitrate	(mg/l)	0,990
6	Alcalinité totale (TAC)	°F	-0,570
7	Bicarbonates (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	(mg/l)	-0,326
8	TH	(°F)	0,067
9	Calcium (Ca <sup>2+</sup> )	(mg/l)	-0,141
10	Magnésium	(mg/l)	0,290
11	Cl <sup>-</sup>	(mg/l)	-0,364
12	Sulfate (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	(mg/l)	0,809
13	MES	(mg/l)	-0,993
14	Oxygène dissous	(mg/l)	0,597
15	Résidus	(g/l)	-0,723

### Interprétations des résultats :

**pH :** Il existe une corrélation négative modérée (-0,719) entre la salinité et le pH, ce qui signifie qu'une salinité plus élevée est généralement associée à des niveaux de pH plus faibles. Cette relation inverse pourrait s'expliquer par la présence d'ions acides, ainsi que par la dissolution accrue de CO<sub>2</sub> dans l'eau de mer, qui augmente avec la salinité. L'augmentation du CO<sub>2</sub> peut entraîner la formation d'acide carbonique, contribuant ainsi à abaisser le pH (Soetaert et col., 2007).

**Conductivité :** le coefficient de corrélation de 0,61 entre la salinité et la conductivité des rejets de saumure provenant d'une usine de dessalement indique une relation linéaire positive modérément forte entre les deux variables. Cela peut être utile pour l'exploitation et la

surveillance de l'usine, mais cela suggère également que d'autres facteurs peuvent influencer la conductivité du rejet de saumure (Feistel, 2003).

**Turbidité** : Le coefficient de corrélation (0,079) suggère une faible corrélation positive entre la salinité et la turbidité. Cela pourrait être dû à la présence de particules en suspension ou de solides dissous dans l'eau de mer, qui peuvent augmenter avec des niveaux de salinité plus élevés. (Onabule et col 2020).

**Température (T)** : Le coefficient de corrélation (0,059) indique une faible corrélation entre la salinité et la température. Une faible corrélation entre la salinité et la température de la saumure rejetée par une usine de dessalement par osmose inverse d'eau de mer (SWRO) est probablement due à plusieurs facteurs. Le mélange avec l'eau de mer, les échangeurs de chaleur et les variations saisonnières peuvent tous contribuer à une corrélation plus faible. En outre, les conditions opérationnelles, telles que le taux de récupération et le débit d'alimentation, peuvent influencer la relation entre la salinité et la température. (Qasim et col., 2019).

**Nitrate** : Il existe une forte corrélation positive (0,990) entre la salinité et les niveaux de nitrates. Ceci suggère que lorsque la salinité augmente, les niveaux de nitrates ont également tendance à augmenter de manière significative. Le nitrate est un composant commun de l'eau de mer et sa concentration peut être influencée par divers facteurs, notamment l'activité biologique et les apports anthropiques (Qasim et col., 2019), (Amari et col., 2022).

**Alcalinité totale (TAC)** : Le coefficient de corrélation (-0,570) indique une corrélation négative modérée entre la salinité et l'alcalinité totale. Une salinité plus élevée est associée à une alcalinité totale plus faible. Cela pourrait être dû au pouvoir tampon de l'eau de mer qui diminue avec l'augmentation de la salinité (Jiang et col., 2014).

**Bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ )**: Le coefficient de corrélation (-0,326) suggère une corrélation négative modérée entre la salinité et les niveaux de bicarbonate. Une salinité plus élevée est associée à des niveaux de bicarbonates plus faibles. Les bicarbonates sont une composante importante de la chimie de l'eau de mer et leur concentration peut être influencée par divers facteurs, notamment l'équilibre des carbonates et les processus biologiques (Millero, 2016).

**Dureté totale (TH)** : Le coefficient de corrélation (0,067) indique une faible corrélation positive entre la salinité et la dureté totale. Ceci suggère que lorsque la salinité augmente, la

dureté totale a tendance à augmenter légèrement. La dureté totale est principalement influencée par la concentration d'ions calcium et magnésium dans l'eau de mer **(Gianguzza et col. 2011)**.

**Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ )** : Il existe une faible corrélation négative (-0,141) entre la salinité et les niveaux de calcium. Une salinité plus élevée est associée à des teneurs en calcium légèrement plus faibles. Le calcium est un composant essentiel de l'eau de mer et sa concentration peut être influencée par divers facteurs, notamment les processus de précipitation et de dissolution. **(Gianguzza et col. 2011)**.

**Magnésium**: Le coefficient de corrélation (0,290) indique une corrélation positive modérée entre la salinité et les niveaux de magnésium. Une salinité plus élevée est associée à des niveaux de magnésium plus élevés. Le magnésium est un composant important de l'eau de mer et sa concentration peut être influencée par divers facteurs, notamment l'activité biologique et les processus géologiques **(Osborne, 2022)**.

**Chlorure (Cl)**: Le coefficient de corrélation (-0,364) suggère une corrélation négative modérée entre la salinité et les niveaux de chlorure. Une salinité plus élevée est associée à des teneurs en chlorure plus faibles. Le chlorure est un composant majeur de l'eau de mer et sa concentration peut être influencée par divers facteurs, notamment les processus de précipitation et d'évaporation **(Jakob et col., 1996)**.

**Sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ )** : Il existe une forte corrélation positive (0,809) entre la salinité et les niveaux de sulfate. Une salinité plus élevée est associée à des niveaux de sulfate plus élevés. Le sulfate est un composant majeur de l'eau de mer et sa concentration peut être influencée par divers facteurs, notamment l'activité biologique et les apports anthropiques **(Millero et col., 2017)** ; **(Hansen et col., 2019)**.

**Matière en suspension (MES)** : Le coefficient de corrélation (-0,993) indique une très forte corrélation négative entre la salinité et la matière en suspensions. Une salinité plus élevée est associée à des niveaux significativement plus faibles de solides en suspension dans l'eau de mer. Cela pourrait être dû à une décantation accrue des particules dans les environnements à salinité élevée **(Buana et col 2021)** ; **(Hawkins et col., 2018)**.

**Oxygène dissous** : Le coefficient de corrélation (0,597) indique une corrélation positive modérée entre la salinité et les niveaux d'oxygène dissous. Une salinité plus élevée est associée à des niveaux plus élevés d'oxygène dissous. L'oxygène dissous est essentiel pour la vie marine

et sa concentration peut être influencée par divers facteurs, notamment la température et l'activité biologique (Niklitschek et Secor., 2009).

**Résidus :** Il existe une forte corrélation négative (-0,723) entre la salinité et les niveaux de résidus. Une salinité plus élevée est associée à des niveaux de résidus plus faibles. Les résidus peuvent inclure divers composés organiques et inorganiques présents dans l'eau de mer, et leur concentration peut être influencée par divers facteurs, notamment les apports anthropogéniques et les processus de sédimentation.

En résumé, l'analyse des corrélations montre que la salinité TDS dans la décharge de saumure a une très forte corrélation positive avec le Nitrate, la conductivité, la température, TH, le magnésium, l'oxygène dissous et la turbidité. Ces fortes corrélations positives sont attendues car ces paramètres sont directement liés à la concentration d'ions et de composés dissous dans la saumure, qui contribuent à la fois à la salinité TDS et aux niveaux des paramètres respectifs.

D'autre part, la salinité TDS présente une forte corrélation négative avec le pH et la température, ce qui suggère que les changements de salinité peuvent affecter ces paramètres par le biais de divers processus chimiques et physiques.

### **3.3.3 Analyse en composantes principales (ACP)**

L'objectif de cette analyse est de synthétiser la configuration des données caractérisées par les variables quantitatives, tout en extrayant des facteurs qui ne présentent aucune corrélation entre eux. Ces facteurs peuvent servir de nouvelles variables, ce qui permet d'éviter la multicollinéarité dans la régression multiple et de réaliser une classification automatique en se concentrant uniquement sur l'information essentielle ( Jolliffe, 2002). En d'autres termes, cette approche consiste à ne retenir que les éléments principaux.

#### **A) Corrélations entre les paramètres :**

Afin de fournir une analyse plus détaillée et plus précise des résultats de la matrice de corrélation pour les rejets de la saumure des stations de dessalement (Annexe II) , nous allons approfondir les relations entre les variables. Voici quelques informations clés basées sur les corrélations :

Corrélations fortes ( $> 0,8$  ou  $< -0,8$ ) :

Salinité et nitrate (0,989) : Ces deux paramètres sont fortement corrélés, ce qui suggère que les changements de salinité sont étroitement liés aux changements des niveaux de nitrate.

Conductivité et TH (°F) (0.966) : Ces deux paramètres sont également fortement corrélés, ce qui indique que les changements de conductivité sont étroitement liés aux changements de température.

Turbidité et TH (-0,972) : La turbidité et la température sont fortement corrélées négativement, ce qui suggère que les augmentations de turbidité sont associées à des diminutions de température.

Calcium et TH (-0.961) : Les niveaux de calcium sont fortement corrélés négativement avec la température, ce qui indique que les augmentations de calcium sont associées à des diminutions de température.

MES et salinité (-0,993) : La MES est fortement corrélée négativement avec la salinité, ce qui suggère que les changements de MES sont étroitement liés aux changements de salinité **(Hua, 2017) ; (Hawkins et col., (2018).**

**Corrélations modérées (0,5 à 0,8 ou -0,5 à -0,8) :**

pH et nitrate (-0,809) : les niveaux de pH et de nitrate sont modérément corrélés négativement, ce qui suggère que les changements de pH sont associés à des changements dans les niveaux de nitrate.

Conductivité et TAC (0,851) : La conductivité et la TAC sont modérément corrélées positivement, ce qui indique que les changements de conductivité sont associés à des changements de TAC.

Turbidité et calcium (0,876) : Les niveaux de turbidité et de calcium sont modérément positivement corrélés, ce qui suggère que les augmentations de turbidité sont associées à des augmentations de calcium.

Sulfate et salinité (0,808) : Les niveaux de sulfate sont modérément corrélés positivement avec la salinité, ce qui indique que les changements de sulfate sont associés à des changements de salinité.

### **Corrélations faibles (< 0,5 ou > -0,5)**

De nombreuses autres corrélations dans la matrice sont relativement faibles, ce qui suggère que ces paramètres ne sont pas fortement liés les uns aux autres.

Dans l'ensemble, cette matrice de corrélation suggère qu'il existe des relations étroites entre certains paramètres de qualité de rejet de la saumure des stations de dessalement, en particulier entre la salinité, les nitrates, la conductivité et la température. Toutefois, de nombreux autres paramètres semblent relativement indépendants les uns des autres.

### **B) Charges factorielles**

Les valeurs propres de chaque composante principale sont indiquées dans la figure 3-6. Le graphique correspondant (scree plot) nous aide à choisir les composantes principales et à comprendre la structure de base des données. Nous avons observé que la pente devenait sensiblement plus plate après la troisième composante. Les trois premières composantes principales ont été conservées et expliquent 91,49 % de la variance de l'ensemble des données.

Le tableau 3.4 présente les charges factorielles de ces trois facteurs pour les 16 variables. La première composante principale (F1), qui expliquait 48,52 % de la variance totale, est fortement corrélée avec le PH (0,87), la salinité (0,86), la T(°C) (0,87), le Magnésium (0,98), le Cl<sup>-</sup> (0,87 et Résidus (0,67) et des charges négatives sur le Calcium (-0,3456), le TH (°F) (-0,4567) et le TAC (-0,2345). Les charges factorielles du F1 indiquent que le processus de dessalement augmente le pH, probablement en raison de l'utilisation d'antitartres (**Lattemann et Höpner, 2003**). La température de la saumure est plus élevée en raison de la chaleur générée pendant le dessalement (**Warsinger et col 2015**). Les ions de magnésium et de chlorure sont plus concentrés dans la saumure. Les niveaux d'oxygène dissous sont plus élevés, potentiellement en raison des effets de l'aération ou de la température. Les résidus tels que les solides en suspension sont également plus concentrés. À l'inverse, le calcium, la dureté totale et l'alcalinité

totale ont tendance à diminuer, probablement en raison de la précipitation et des réactions chimiques au cours du dessalement (**Haider et col 2022**).

La deuxième composante principale (F2), qui explique 31,39 % de la variance totale, est fortement corrélée avec la Conductivité (0,89), le TAC (0,770), le Bicarbonates (0,880), la matière en suspensions (MES) (0,670), les charges négatives sur la Turbidité (-0.89), la T (°C) (-0,345), le Magnésium (-0,234) et l'Oxygène dissous (-0,234). Le facteur 2 semble capturer les aspects liés aux propriétés conductrices de l'eau et à son contenu chimique (TAC, bicarbonates, calcium, sulfate, MES). La charge négative sur la turbidité montre qu'il existe une relation inverse potentielle entre la conductivité et la turbidité.

La troisième composante principale (F3), qui explique 21,36 % de la variance totale, est fortement corrélée avec l'oxygène dissous (0,780) et le Nitrate (-0,760). La charge positive élevée sur l'oxygène dissous suggère que le rejet de saumure a un niveau plus élevé d'oxygène dissous par rapport à l'eau de mer d'admission. Cela pourrait être dû aux processus d'aération utilisés pendant le dessalement ou à l'augmentation de la température qui affecte la solubilité des gaz (**Lattemann, et Höpner, 2008**).

D'autre part, la charge négative élevée sur le nitrate (-0,765) indique une relation inverse entre les niveaux de nitrate et les variables susmentionnées. Cela suggère que lorsque la turbidité, la température et les niveaux d'oxygène dissous augmentent dans la décharge de saumure, Cela pourrait être dû à l'élimination des ions nitrate au cours du processus de dessalement ou à la précipitation des composés contenant des nitrates (**Höpner et Windelberg, 1997**).

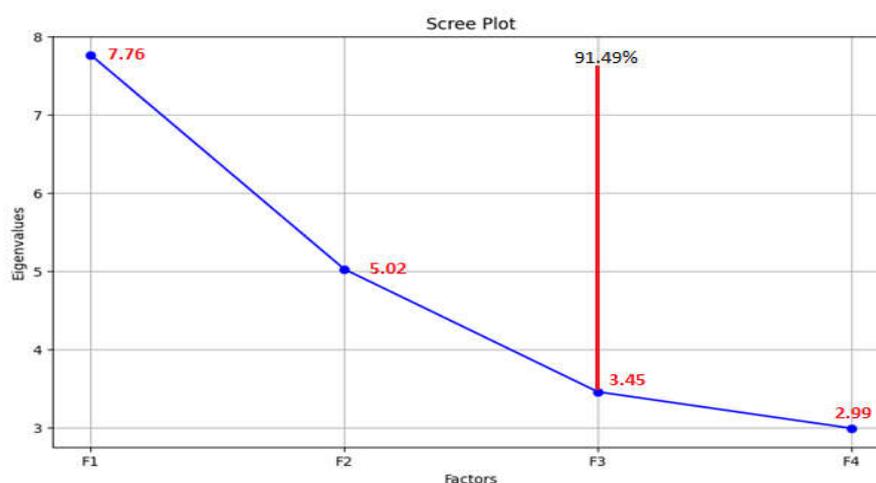


Figure 3-6 : Scores factoriels (quatre stations) de F1 et F2.

Tableau 3.5 : Valeurs des 16 variables dans les trois composantes principales.

Facteur	F1	F2	F3
<b>Valeurs propres</b>	<b>7,764</b>	<b>5,023</b>	<b>3,453</b>
Variabilité (%)	48,520	31,039	21,580
Cumulé (%)	48,520	79,910	91,490
pH	<b>0,871</b>	0,004	0,254
Conductivité	-0,012	<b>0,891</b>	0,034
Turbidité	0,234	<b>-0,889</b>	0,456
Salinité	<b>0,865</b>	0,034	-0,098
T (°C)	<b>0,878</b>	-0,345	0,123
Nitrate	0,543	0,023	-0,765
TAC	-0,234	<b>0,778</b>	0,345
Bicarbonates	0,1234	<b>0,889</b>	-0,234
TH (°F)	-0,456	0,234	<b>0,678</b>
Calcium	-0,345	0,567	-0,234
Magnésium	<b>0,989</b>	-0,234	0,123
Cl <sup>-</sup>	<b>0,878</b>	0,345	-0,123
Sulfate	0,345	<b>0,667</b>	0,234
MES	-0,123	<b>0,778</b>	0,345
Oxygène dissous	0,567	-0,234	<b>0,789</b>
Résidus	<b>0,678</b>	0,345	<b>-0,789</b>

### C) Scores factoriels

Les scores factoriels ont été répertoriés dans le tableau 3.6. Selon les résultats du tableau 3.6, Les observations ont été divisés en trois groupes, comme le montre la figure 3-6.

Tableau 3.6 : Valeur d'évaluation globale

Observation	F1	F2	F3	Évaluation globale
Station de Hamma	-0,048	-2,014	2,229	-0,363
Station de Fouka	-3,793	2,615	-0,002	-1,191
Station de Ténès	4,428	1,888	-0,240	2,953
Station de Mostaghanem	-0,586	-2,490	-1,988	-1,398

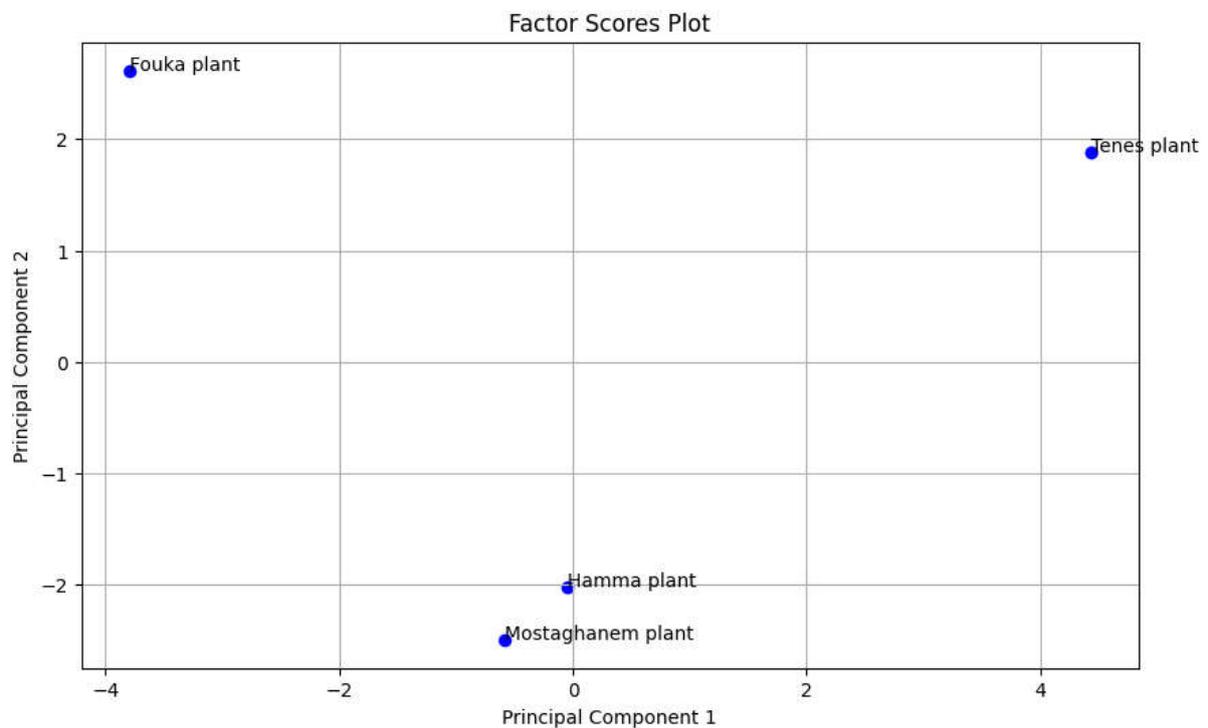


Figure 3-7 : Scores factoriels (quatre stations) de F1 et F2.

L'analyse de la figure 3-7 permet d'identifier les groupes qui ont pris des valeurs similaires pour certains paramètres d'analyse. Elle fournit une représentation visuelle claire de la manière dont

les données de rejet des usines de dessalement sont regroupées sur la base de l'ACP. Il met en évidence des groupes distincts (Fouka et de Ténès) et des similitudes entre les usines (Hamma et de Mostaganem), en fonction des paramètres analysés. Cette analyse peut guider des interventions ciblées et des améliorations dans les processus de dessalement, améliorant ainsi l'efficacité globale et ainsi l'impact environnemental des usines.

Le regroupement du Hamma et de Mostaganem suggère des similitudes, tandis que les positions distinctes de Fouka et de Ténès indiquent des profils uniques qui méritent d'être étudiés plus en détail.

#### **D) Score composite**

Les scores composites des quatre stations de traitement des eaux - Hamma, Fouka, Ténès et Mostaganem - sont dérivés de leurs scores factoriels sur F1, F2 et F3. Ces scores fournissent une évaluation complète de la performance de chaque station à travers les facteurs identifiés de salinité, de teneur en minéraux, d'indicateurs de qualité de l'eau, de caractéristiques physiques et de niveaux d'oxygène dissous.

L'usine d'El Hamma a obtenu un score composite de -0,363, montrant une performance mitigée avec des faiblesses notables dans les indicateurs de qualité de l'eau, en dépit d'un F3 fortement positif. L'usine de Fouka a obtenu un score de -1,191, excellent dans la qualité de l'eau mais luttant contre une faible salinité et une faible teneur en minéraux. L'usine de Ténès a été la plus performante avec un score de 2,953, démontrant une gestion supérieure pour tous les facteurs. L'usine de Mostaganem est la moins performante avec un score de -1,398, confrontée à des problèmes critiques en termes de qualité de l'eau et de caractéristiques physiques.

D'après les résultats (Tableau 3.6), la station de Ténès peut servir de référence pour les meilleures pratiques. La station de Mostaganem doit faire l'objet d'une attention urgente pour tous les facteurs. L'usine d'El Hamma devrait se concentrer sur l'amélioration de la qualité de l'eau, tandis que l'usine de Fouka pourrait équilibrer la teneur en minéraux tout en maintenant la qualité de rejet de la saumure. Cette analyse met en évidence l'importance de gérer et de surveiller des paramètres spécifiques de la qualité de l'eau pour atténuer l'impact environnemental des processus de dessalement.

# **Chapitre 4**

## **4 Modélisation hydrodynamique des rejets de la saumure des usines de dessalement**

### **4.1 Introduction**

L'hydrodynamique d'un effluent se diffusant de manière continue dans un plan d'eau récepteur peut être conceptualisée comme un processus de mélange qui se produit dans deux régions distinctes.

Dans la première région, les caractéristiques du jet initial telles que la quantité de mouvement du flux, la flottabilité du flux et la géométrie du diffuseur ont une influence sur la trajectoire du jet et le processus de mélange. Cette région est appelée le champ proche. Dans cette région, les concepteurs des diffuseurs peuvent généralement influencer les caractéristiques de mélange initial en manipulant de manière appropriée les variables de conception.

À mesure que le panache turbulent s'éloigne de la source, les caractéristiques du diffuseur deviennent moins importantes. Les conditions environnementales dominent alors la trajectoire et la dilution de l'effluent. Cette région est appelée le champ lointain.

### **4.2 Caractéristiques de la diffusion**

Les conditions de diffusion sont liées aux caractéristiques d'écoulement de diffusion, à la géométrie de la structure d'évacuation, et aux paramètres d'écoulement.

La géométrie du diffuseur est définie par le diffuseur multiport, est une structure qui est constituée de ports étroitement espacés ou buses qui injectent des jets turbulents de grandes vitesses dans le milieu récepteur. On peut distinguer deux formes de diffuseurs, un simple pipeline avec un port à son extrémité, ou un pipeline équipé d'orifices (plusieurs ports).

L'installation du diffuseur consiste à fixer le pipeline au fond marin, à l'enterrer à moitié, ou complètement enterré, ou installer un tunnel sous le fond marin.

Les variables suivantes définissent la géométrie du diffuseur :

Ld : longueur du diffuseur

N : nombre de port

l : espacement moyen des ports

D : diamètre du port

H : hauteur du diffuseur au-dessus du fond

$\theta$  : angle vertical de diffusion

La disposition générale du diffuseur multiport ainsi que ses caractéristiques géométriques importantes sont représentées dans la figure 4-1.

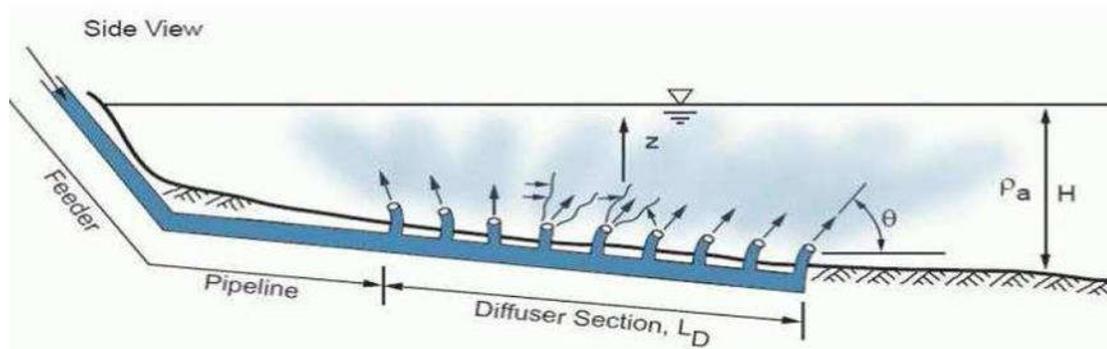


Figure 4-1 : Diffuseurs multiports (Jirka, 2008)

### 4.3 Le champ proche

Le champ proche est caractérisé par : la dynamique du mélange de jet submergé, les limites d'interactions et mélange de jet en surface. (Li et col., 2023).

#### 4.3.1 Dynamique du mélange de jet submergé

L'écoulement d'un effluent à partir d'un port d'un diffuseur submergé provoque une discontinuité de vitesse entre le fluide diffusé et le milieu ambiant, ce qui provoque une action de cisaillement intense. Celui-ci devient rapidement un mouvement turbulent. En entraînant un fluide moins turbulent dans cette zone, la largeur de la zone de haute turbulence augmente en direction de l'écoulement.

Toutes les concentrations internes (comme la saumure et les polluants) de l'effluent sont ainsi diluées par l'entraînement du milieu ambiant. On parle d'inversement lorsque les concentrations internes se propagent dans le champ ambiant.

Il existe plusieurs façons dont la discontinuité initiale de vitesse peut survenir : Le mélange est causé par le jet pur (également appelé jet non flottant) par le flux d'élan initial sous forme d'injection à haute vitesse.

Par conséquent, une zone liquide turbulente étroite dans laquelle se produit le mélange vigoureux est ce qui distingue les jets flottants. De plus, comme indiqué dans la figure 4.2, des trajectoires incurvées sont généralement établies dans un environnement stagnant de densité uniforme en fonction de l'orientation de diffusion et de la direction de l'accélération de la flottabilité.

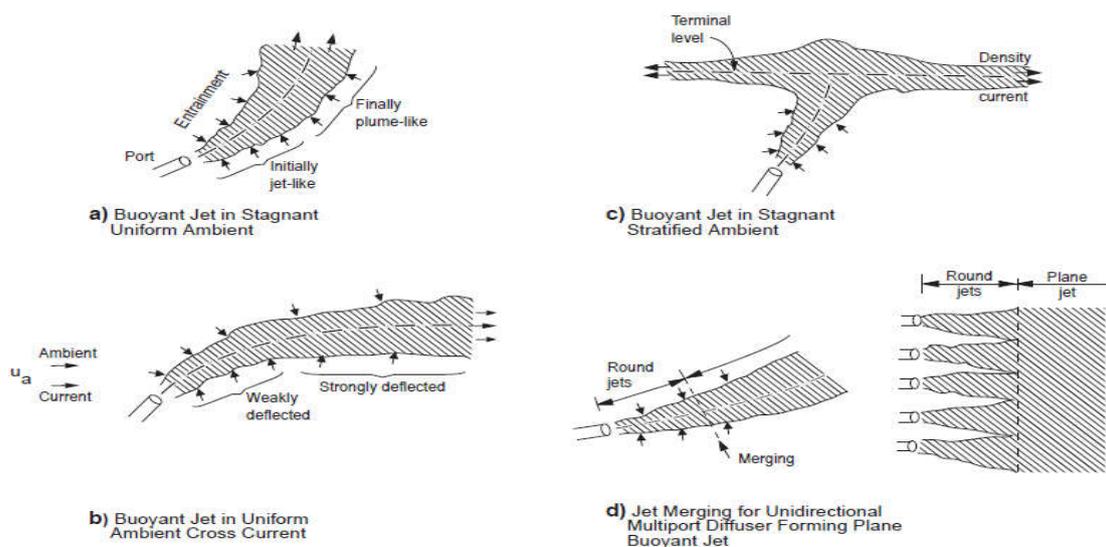


Figure 4-2 : Types de modèles de jet flottant sous différentes conditions ambiantes  
(Bleninger, 2007).

Les courants et la stratification de densité du milieu ambiant ont un impact fréquent sur le mélange de jet flottant. Comme indiqué dans la figure 4-2b, les courants ambiants guident progressivement le jet flottant dans la direction du courant, créant ainsi un mélange supplémentaire.

La stratification de la densité de l'environnement ambiant sert à contrecarrer l'accélération verticale du jet flottant, ce qui permet finalement de maintenir l'écoulement à un certain niveau. Une forme typique du jet flottant au niveau terminal est représentée à la figure 4-2c.

Enfin, dans le cas de diffuseurs multiports, les différents jets flottants ronds fonctionnent indépendamment jusqu'à ce qu'ils fusionnent à une certaine distance des ports. Comme indiqué dans la figure 4.3, une plume flottante bidimensionnelle est formée après fusion.

Comme mentionné dans le paragraphe précédent, les courants ambiants et la stratification de densité peuvent avoir un impact sur tous les jets flottants générés par un diffuseur multiport.

#### **4.3.2 Les limites d'interactions et la stabilité du champ proche**

La surface de l'eau et le fond sont des frontières verticales du milieu ambiant. Des frontières internes telles que les pycnoclines, qui sont des couches dont la densité change rapidement, peuvent également exister. Plusieurs phénomènes d'interaction peuvent se produire au niveau de ces limites en fonction des caractéristiques dynamiques et géométriques de la diffusion **(Steiner et col., 2023)**.

Ces limites d'interactions sont essentiellement responsables de la transition entre le processus de mélange de jet flottant dans le champ proche et la diffusion passive dans le champ lointain.

Ces frontières peuvent être douces et progressives ou brusques, ce qui entraîne une transition et un mélange vigoureux. De plus, elles peuvent avoir un impact significatif sur la stabilité des conditions de diffusion des effluents **(Castro et col., 2021)**.

L'évaluation de la stabilité du champ proche, c'est-à-dire la distinction entre les conditions stables et instables, est un aspect crucial dans l'analyse de la dilution des effluents. Il est particulièrement important pour comprendre le comportement des plumes bidimensionnelles résultant des diffuseurs multiport, comme illustré par quelques exemples dans la figure 4-3.

Les conditions de diffusion stables, qui se produisent généralement pour une combinaison de flottabilité forte, d'élan faible et d'eau profonde, sont souvent appelées conditions d'eau profonde **(Castro et col., 2021) ; (Yee et col., 2024)**.

D'autre part, des conditions de diffusion instables peuvent être associées à des conditions d'eau peu profondes. (Figure 4-3, paragraphes b et d).

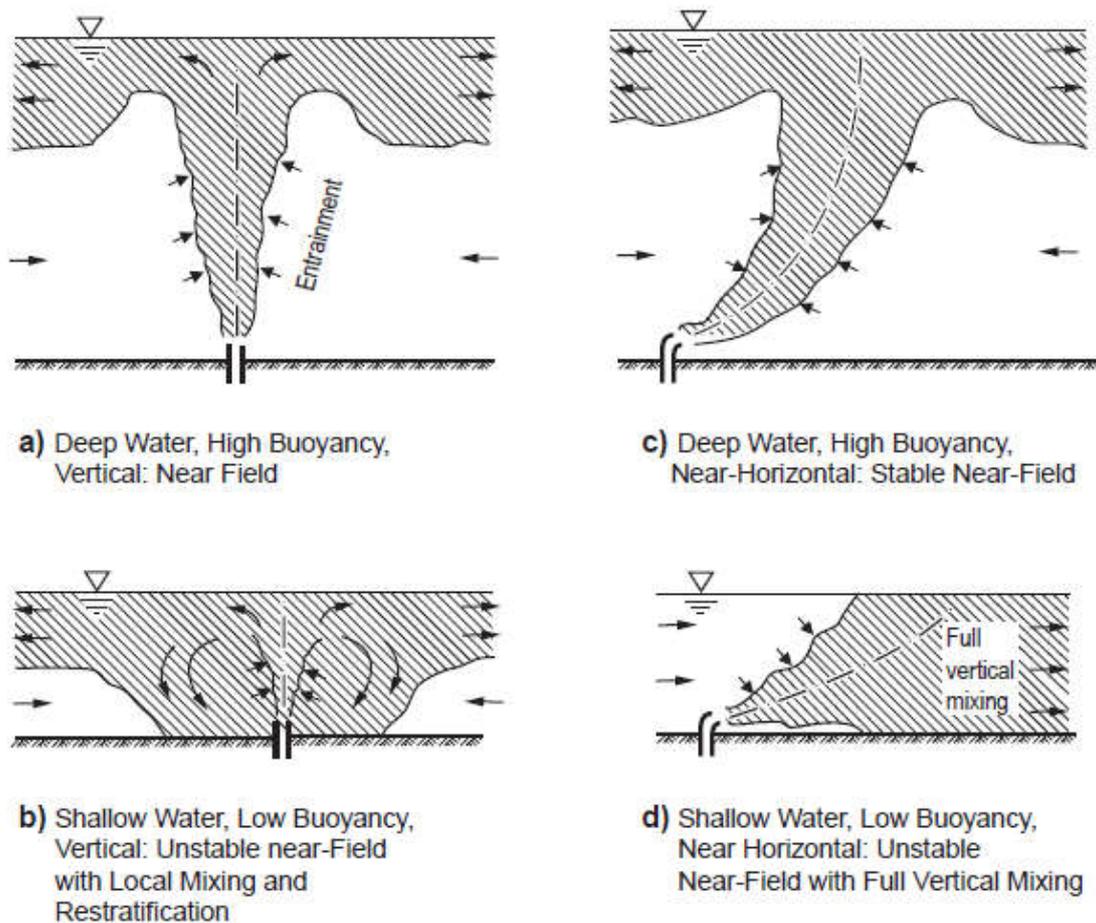


Figure 4-3 : Exemples de conditions de stabilité et d'instabilité du champ proche pour des diffusions profondément immergées de flottabilité positive. (Bleninger, 2007).

La figure 4-4 présente quelques exemples importants de frontières d'interaction pour un jet flottant. Un jet flottant subira une transition douce avec peu de mélange supplémentaire si un croisement de flux se produit. Il s'approchera progressivement de la surface, du fond ou du niveau terminal.

Cependant, un jet traversant une frontière s'étendra généralement rapidement dans toutes les directions. Les conditions de mélange à ce niveau d'impact peuvent être les suivantes :

Une couche stable se formera à la surface si l'écoulement a une flottabilité suffisante (figure 4-3b).

En présence d'un écoulement ambiant faible, une intrusion ascendante contre le courant ambiant se produira.

Un phénomène de recirculation instable peut se produire à proximité de la diffusion si la flottabilité de l'effluent est faible ou son élan est très haut (figure 4-3c).

La recirculation locale réentraîne l'eau déjà mélangée dans la zone du jet flottant.

Une combinaison du mélange vertical localisé et de la propagation ascendante peut en résulter dans un cas intermédiaire (figure 4-3d).

Les jets flottants submergés diffusant à proximité du fond dans un milieu ambiant sont un autre type de processus d'interaction.

Comme illustré dans la figure 4-4, il existe deux types de processus d'interaction dynamique qui peuvent conduire à l'attachement de la plume de l'effluent au fond.

Ce sont soit l'attachement forcé par la demande d'entraînement du jet de l'effluent lui-même, soit l'attachement forcé par le croisement de flux. Ce dernier est dû aux effets de basse pression car le jet est proche du fond. (**Bleninger, 2007**).

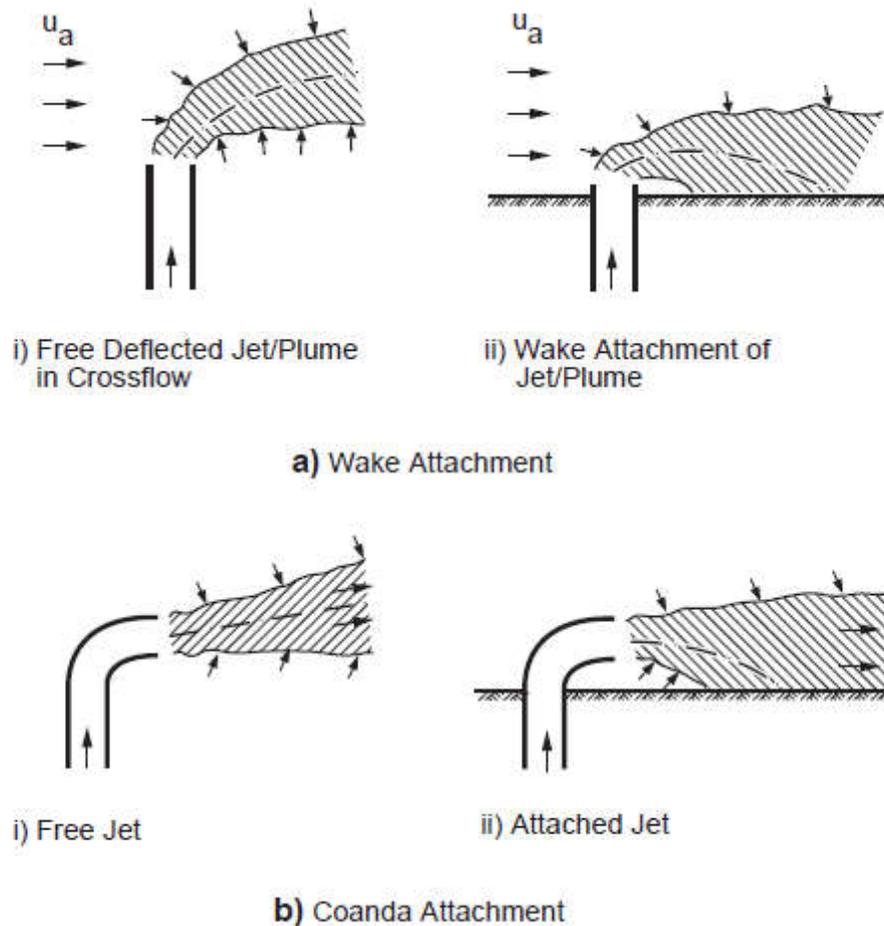


Figure 4-4 : Exemples de conditions d'attachement de sillage et d'attachement pour des diffusions proche des limites profondes (Bleninger, 2007).

### 4.3.3 Mélange de jet en surface

Les jets flottants, qui sont diffusés horizontalement le long de la surface de l'eau à partir d'un canal entrant latéralement (figure 4.5), présentent certaines similitudes avec les jets flottants submergés traditionnels. En raison du mélange turbulent, l'effluent se comporte comme un jet d'élan propagé latéralement et verticalement à une distance initiale relativement courte.

Après cette étape, la propagation latérale devient assez forte et la propagation verticale est inhibée en raison de l'atténuation flottable des mouvements turbulents. Une fine couche peut être formée sur la surface de l'eau lorsque le milieu ambiant est stagnant.

Les jets flottants en surface peuvent présenter l'un des trois types de caractéristiques d'écoulement suivantes, lorsqu'il y a un croisement de flux ambiant. Ils peuvent constituer un jet faiblement guidé qui n'interagit pas avec le rivage.

Ils peuvent s'attacher à la frontière en aval en formant une plume étreignante lorsque le croisement de flux est fort (figure 4-5c).

Les effets de propagation peuvent être si forts lorsqu'une diffusion avec une flottabilité élevée est combinée à un croisement de flux faible, entraînant la formation d'une plume imposante qui reste également proche du rivage (figure 4-5d) ( **Bleninger, 2007**); ( **Fofonova et col., 2021**).

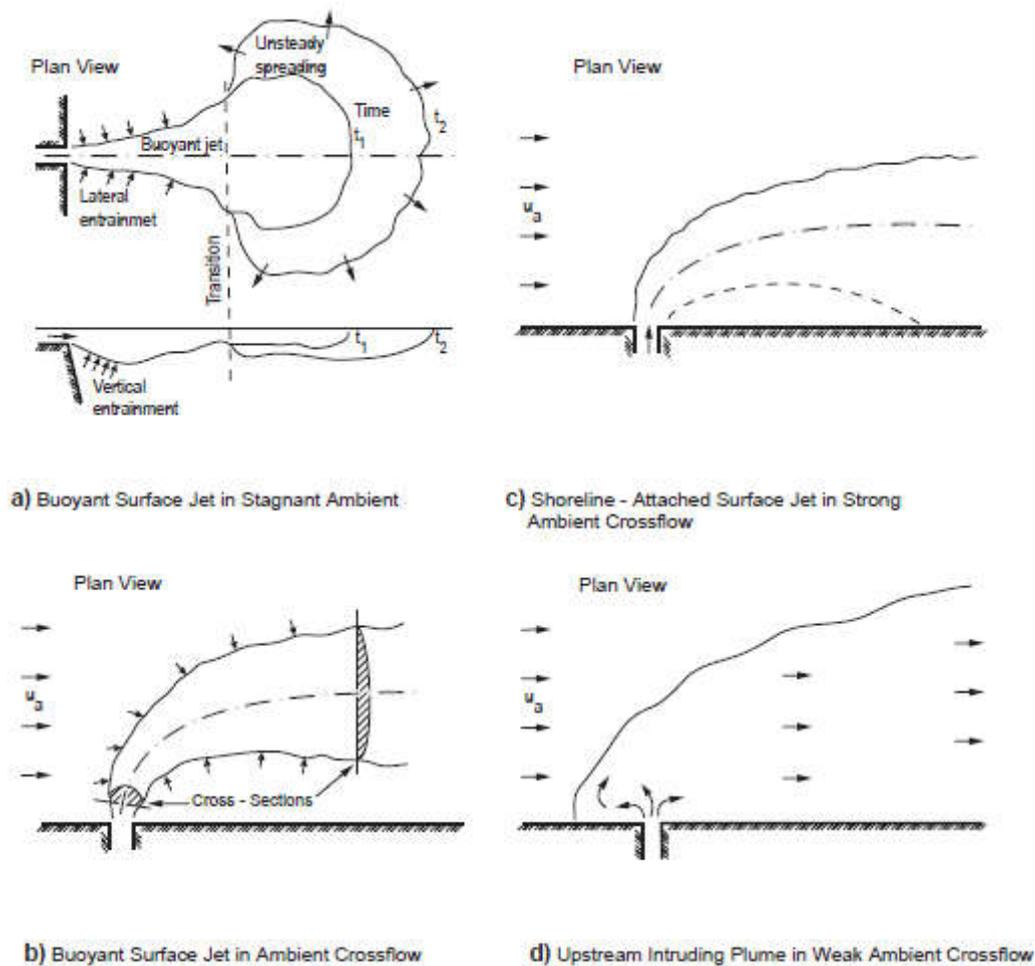


Figure 4-5 : Types de modèles de mélange de jet en surface sous des conditions ambiantes stagnantes et fluctuantes ( **Bleninger, 2007**).

## 4.4 Le champ lointain

L'advection longitudinale de l'effluent mélangé par la vitesse ambiante caractérise les procédés de mélange en champ lointain.

#### 4.4.1 Processus de propagation de flottabilité

La propagation horizontale et transversale de la flottabilité de l'écoulement de l'effluent préalablement mélangé subissant une advection en aval par le courant ambiant est appelée propagation de la flottabilité.

La différence de densité entre l'écoulement de l'effluent mélangé et le milieu ambiant provoque des processus de propagation.

Ces outils de transport efficaces peuvent rapidement disperser un effluent mélangé latéralement dans la direction transversale sur de longues distances, en particulier dans les situations où il y a une forte stratification ambiante (**Bhamidipati et col., 2020**).

Dans cette situation, l'effluent d'une grande épaisseur verticale au niveau terminal peut s'effondrer et posséder une couche mince mais très large, à moins que cela ne soit empêché par des frontières latérales.

Il n'y a pas de région de propagation de flottabilité dans le champ lointain si la décharge est dépourvue de flottabilité ou peut être flottable et que le milieu ambiant n'est pas stratifié. En effet, il n'y a qu'une seule zone de diffusion passive dans ce cas.

Plusieurs types de propagation de flottabilité peuvent se produire en fonction du type d'écoulement dans le champ proche et de la stratification ambiante. Ces derniers ont :

- Propagation sur la surface de l'eau ;
- Propagation au niveau du fond ;
- Propagation à une interface interne pointue (pycnoclyne) avec un saut de densité ;
- Propagation au niveau terminal dans un fluide ambiant continuellement stratifié.

La figure 4-6 illustre la structure et la définition du diagramme du processus de propagation de la flottabilité de surface légèrement en aval de la décharge dans le croisement d'un flux non stratifié (**Bleninger, 2007**).

Un certain fluide est entraîné dans "la région principale" du courant par l'écoulement latéral de propagation, qui se comporte comme un courant de densité. Le taux de mélange est généralement relativement faible pendant cette étape et l'épaisseur de la couche peut diminuer (**Johnson et Hogg, 2013**).

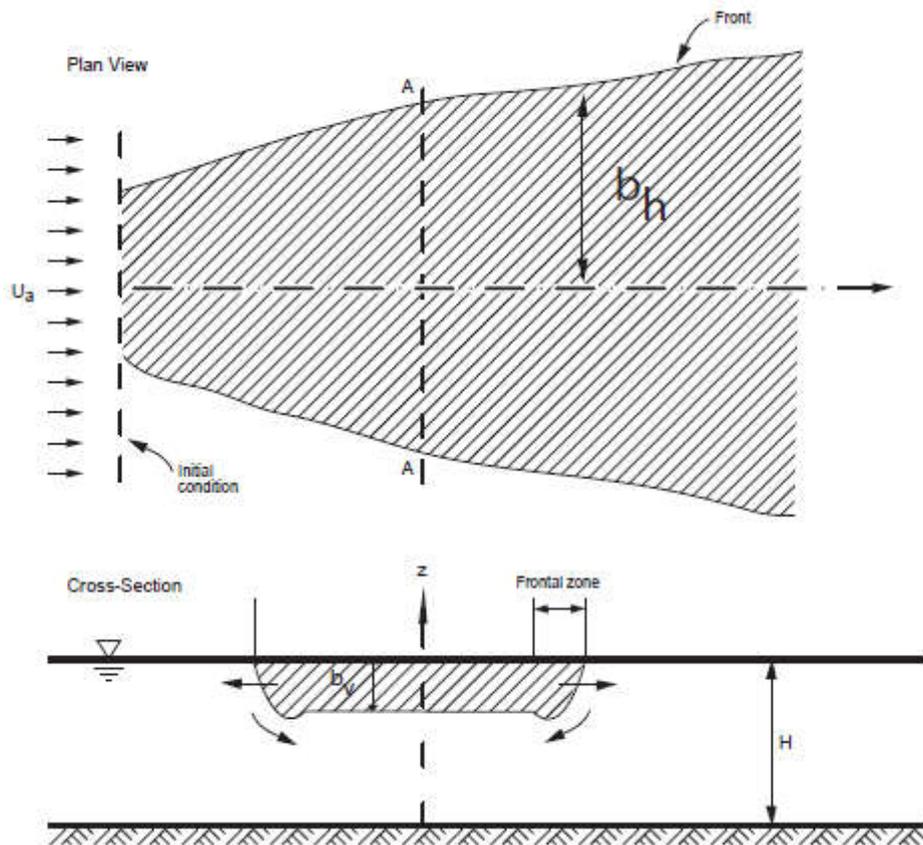


Figure 4-6 : Exemple de propagation de flottabilité le long de la surface d'eau (**Bleninger, 2007**).

#### 4.4.2 Processus de diffusion passive dans le milieu ambiant

À des distances suffisamment larges du point de décharge, la turbulence présente dans l'environnement ambiant devient le mécanisme de mélange dominant.

Comme indiqué sur la figure 4.7, l'écoulement diffusé de manière passive augmente généralement en largeur et en épaisseur jusqu'à ce qu'il interagisse avec le fond du canal.

La force du mécanisme de diffusion ambiante dépend principalement de la géométrie du cisaillement ambiant, de l'écoulement et de la quantité de stratification ambiante (**Venkatram et Du, 2015**).

Des diffusivités constantes dans les directions verticale et horizontale qui dépendent aussi bien de l'intensité de la turbulence, de la profondeur du canal, que de la largeur et de la longueur de l'échelle de mesure peuvent être utilisées pour décrire les procédés de diffusion de gradient dans les écoulements des rivières ou des estuaires étroits dans la théorie de la diffusion classique.

Cependant, les vastes canaux sans frontières ou les régions côtières ouvertes sont caractérisés par des diffusivités dépendantes de la taille de la plume, ce qui conduit, par exemple, à l'accélération de la croissance décrite de la plume en question.

Le mélange diffusif vertical est généralement fortement atténué en présence d'une stratification stable (**Bleninger, 2007**).

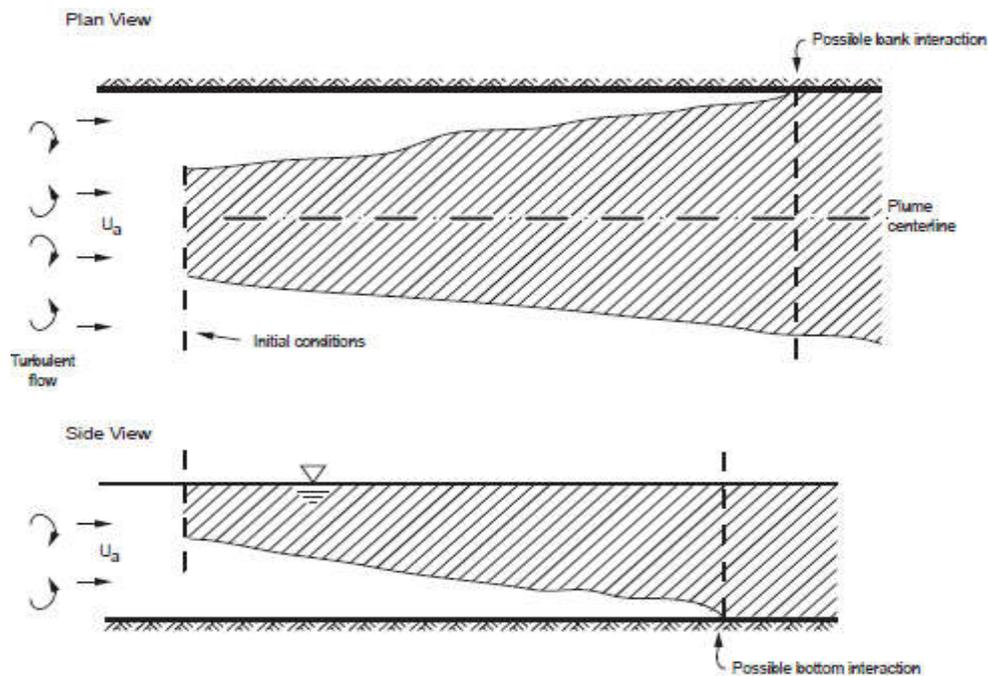


Figure 4-7 Processus de diffusion passive avec advection dans le champ lointain (**Bleninger, 2007**).

#### 4.5 Modèles de décharge de la saumure

Les systèmes de rejet de saumure doivent être conçus pour minimiser les impacts et les coûts environnementaux tout en étant conformes aux exigences réglementaires. Un principe majeur avant de travailler sur les conceptions de rejet de la saumure est de réduire les concentrations et les charges de la source par des mesures d'atténuation appropriées au sein de l'usine de dessalement (par exemple, réduire l'utilisation et le dosage d'additifs, améliorer l'efficacité de l'usine, etc.) ou des technologies d'admission et de prétraitement appropriées (**Bleninger et col., 2009**) ; (**Ghernaout, 2020**).

#### 4.5.1 Objectifs de conception de rejet de saumure

Une fois la conception de l'usine finalisée, les caractéristiques initiales de l'effluent de saumure doivent être calculées dans le cadre d'un ordre de grandeur ou d'une analyse préliminaire. Ce rapport comprend une description d'un calculateur simple permettant de calculer les caractéristiques des effluents en fonction des conditions ambiantes. **(Bleninger et col., 2009)**.

**Des mesures sur le terrain** ou des tests de traçage peuvent être utilisés pour les rejets existants afin de vérifier si les valeurs sont effectivement respectées. Les mesures sur le terrain sont coûteuses, souvent difficiles à réaliser et généralement limitées à certaines conditions de décharge.

**Les modèles hydrauliques** en laboratoire permettent de simuler le processus de mélange à petite échelle, en s'appuyant sur des lois de similitude pour garantir une certaine fiabilité. Cependant, bien que ces modèles aient démontré leur efficacité dans le passé, ils sont coûteux à mettre en place et limités pour explorer une grande variété de conditions d'interaction entre l'environnement et l'écoulement. **(Bleninger et Jirka., 2010); (Davis, 2018)**.

**Des équations analytiques simples** ou des nomogrammes (par exemple Rutherford, 1994 ; Holley et Jirka, 1986) sont souvent satisfaisants pour prédire de manière fiable le comportement de mélange d'un panache de polluants.

**Les modèles de zone de mélange** sont des versions simples de modèles plus généraux de qualité de l'eau. Ils décrivent avec une bonne résolution les détails des processus physiques de mélange (advection et diffusion de masse), mais sont limités à une cinétique de polluant relativement simple en supposant soit des substances conservatrices, soit une cinétique de décroissance linéaire. Ceci est acceptable pour la plupart des applications, car les temps de séjour dans les zones de mélange limités dans l'espace sont généralement courts **( Doneker et Jirka, 2007)**.

**Des modèles généraux de débit, de transport et de qualité de l'eau** peuvent être nécessaires dans des situations plus complexes **(Doneker et Jirka, 2007)**. Dans les masses d'eau simples, telles que les rivières, les régions côtières ou les estuaires avec des régimes de courants unidirectionnels bien définis ou avec des inversions simples et des charges polluantes modérées, l'utilisation de modèles de zones de mélange seules peut être suffisante pour arriver à et/ou pour évaluer, une conception d'un rejet ponctuel conforme à la réglementation.

## 4.6 Modèles hydrodynamiques

Les modèles hydrodynamiques utilisent des équations hydrodynamiques régissant la conservation du volume, de la masse, de la quantité de mouvement, de la flottabilité et d'autres grandeurs comme la température et la salinité qui sont résolues pas à pas le long de la trajectoire du jet. La distribution transversale réelle est fixée a priori principalement comme une *distribution gaussienne* (Figure 4-8).

La solution donne des valeurs pour la position de la trajectoire et des concentrations médianes de ces quantités. Les modèles intégraux supposent une masse d'eau réceptrice infinie en négligeant tout effet de frontière tel que l'attachement du jet (**Doneker et Jirka, 2007**).

Les caractéristiques de décharge dominant principalement le comportement de mélange dans la région du champ proche qui s'étend de dizaines de mètres à quelques centaines de mètres de l'emplacement de l'émissaire. Le flux volumique initial  $Q_0$ , le flux de quantité de mouvement initial  $M_0$ , le flux de flottabilité  $J_0$  et les configurations d'exutoire influencent significativement la trajectoire du jet et l'intensité du mélange des rejets de saumure immergée. Pour le phénomène de décharge (**Niepelt, 2007 ; Palomar et Losada, 2011**)

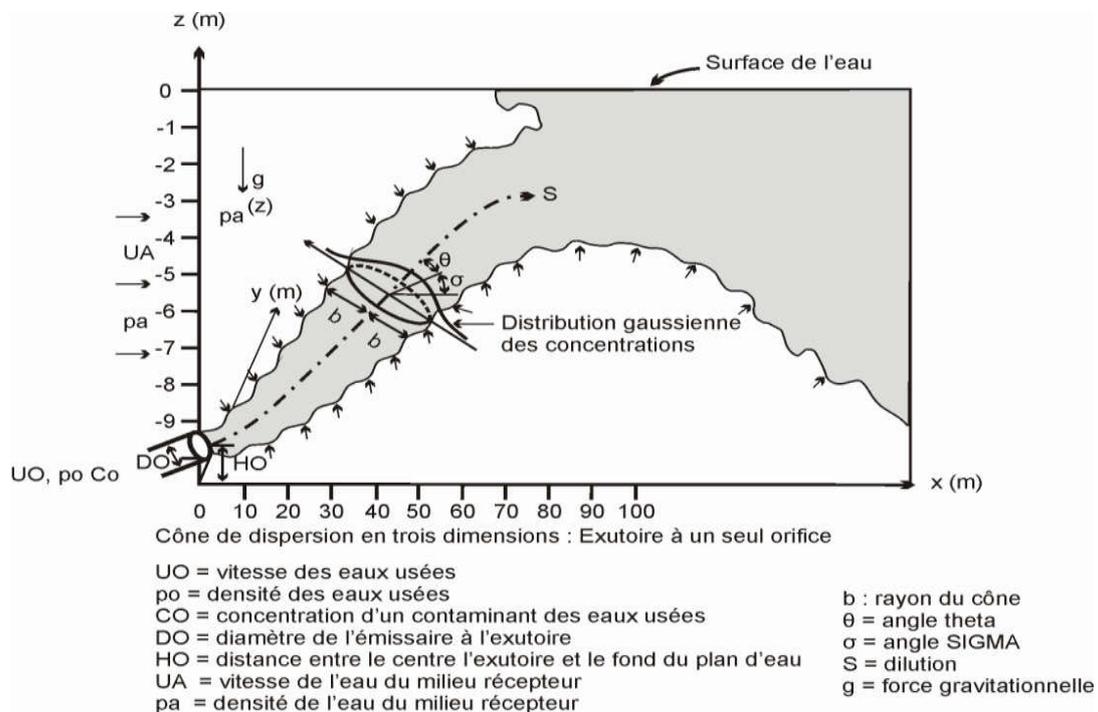


Figure 4-8 : Distribution gaussienne des concentrations (**Doneker et Jirka, 2007**).

#### 4.6.1. Modèles de champ proche

Des modèles de prédiction sont nécessaires, dans l'étude qui incluent l'effet des courants ambiants, les variations de densité ambiante et les interactions des limites, ainsi que différentes configurations de rejet, y compris les conceptions de diffuseurs multiports et les rejets de surface **(Bleninger et col., 2009) ; (Bleninger, et Jirka, 2010)**.

Il n'y a que deux modèles de champ proche capables de modéliser les rejets de saumure, y compris les rejets denses avec des panaches à flottabilité négative. Ce sont CORMIX et VisJet **(Babak, 2021)**. (Tableau 4.1).

**CORMIX** est un modèle de champ proche éprouvé composé de systèmes logiciels pour l'analyse, la prédiction et la conception des rejets dans divers plans d'eau. CORMIX est un outil de modélisation standard qui a été appliqué à un large éventail de problèmes réglementaires depuis 1988. C'est un outil de modélisation convivial, capable d'optimiser la conception et d'effectuer des analyses de sensibilité et de décharge réglementaire **(Palomar et col., 2012), (MixZon Inc., 2016)**.

Étant donné que l'utilisation de différents modèles peut conduire à des résultats incohérents, pour les situations où la détermination d'une dilution réglementaire minimale en champ proche est importante, l'utilisation de CORMIX en tant qu'outil de modélisation approuvé par l'EPA des États-Unis serait très bénéfique.

Selon son site Web **(MixZon Inc, 2016)**, CORMIX est un progiciel largement utilisé qui fournit une analyse documentée à plus de 6 000 professionnels de l'environnement dans le monde. Les études hydrodynamiques confirment également que CORMIX fournit des résultats plus précis par rapport à d'autres outils de modélisation, en particulier pour la région de mélange intermédiaire **(Bleninger, 2006)**

**VisJet** : VisJet est un outil général de visualisation prédictive du flux permettant de représenter l'évolution et l'interaction de plusieurs jets flottants déchargés à différents angles par rapport au courant de marée ambiant. VisJet peut être utilisé pour étudier l'impact d'un seul ou d'un groupe de jets flottants inclinés dans un espace tridimensionnel.

Les particularités sont des techniques d'infographie pour tracer le chemin et les caractéristiques de mélange d'un groupe de jets arbitrairement inclinés dans un espace tridimensionnel, dans un flux transversal uniforme ou stratifié en densité.

Le modèle a été validé pour des rejets avec des débits relativement faibles, tels que les rejets d'eaux usées et les rejets de saumure, et n'inclut pas d'interaction physique et dynamique avec les limites. Elle est donc limitée aux applications strictement en champ proche. La qualité d'une évaluation des rejets dépend fortement d'une bonne connaissance des eaux réceptrices. Contrairement à l'évaluation en champ proche, une analyse en champ lointain nécessite beaucoup plus de détails sur les courants ambiants et la turbulence que le temps, la profondeur et les valeurs moyennes spatiales utilisées pour le champ proche (**Bleninger, 2007**), (**Salgueiro et col., 2015**).

#### **4.6.2 Modèles de champ lointain**

La qualité d'une évaluation des rejets dépend fortement d'une bonne connaissance des eaux réceptrices. Contrairement à l'évaluation en champ proche, une analyse en champ lointain nécessite beaucoup plus de détails sur les courants ambiants et la turbulence que le temps, la profondeur et les valeurs moyennes spatiales utilisées pour le champ proche. Cela vaut en particulier pour la description des eaux côtières stratifiées (**Bleninger, 2007**), (**Salgueiro et col., 2015**)

Le modèle Delft3D a été choisi bien que les autres modèles majeurs pour les applications côtières (MIKE3, POM/ECOM, Telemac 3D) soient également acceptables (Tableau 4.2). De plus, l'approche de modélisation liée peut également être facilement modifiée pour d'autres modèles de champ lointain et n'est pas strictement limitée à Delft3D. Les principales raisons de ce choix ont été ses applications généralisées dans le domaine des évaluations des rejets de polluants et sa capacité axée sur les applications côtières et les applications pour les études d'entrée et de sortie des stations de dessalement (**Waldman et col., 2017**).

Développé par Deltares (anciennement Delft Hydraulics, Pays-Bas), Delft3D est un progiciel commun pour la modélisation en champ lointain du débit, des vagues, de la qualité de l'eau, de l'écologie, du transport des sédiments et de la morphologie du fond et des interactions entre ces processus. Il se compose de plusieurs modules capables d'interagir les uns avec les autres. Delft3D-FLOW est le module hydrodynamique pour simuler les phénomènes d'écoulement et de transport instationnaires bidimensionnels ou tridimensionnels résultant du forçage des

marées et de la météorologie. Il inclut également l'effet des différences de densité dues à une distribution non uniforme de la température et de la salinité.

Delft3D-FLOW permet de modéliser les processus hydrodynamiques dans les zones côtières, les rivières et les estuaires dans le cas d'eau peu profonde instables. Le processus de modélisation se fait en deux ou trois dimensions pour un écoulement à surface libre incompressible où la distribution de pression dans la verticale est supposée être hydrostatique. Les termes source et puits sont inclus dans les équations pour modéliser les rejets d'effluents (**Deltares, 2018**).

Un aperçu des paramètres clés dans la configuration du modèle Delft3D pour la modélisation du Butor est présenté dans le Tableau 4.2. Le modèle de champ lointain peut être exécuté en 2D (profondeur moyenne) et en 3D en mode couche sigma (**Deltares, 2018**).

Les spécifications pour les modes de couche sigma 2D et 3D sont présentées dans le tableau 4.1.

Table 4.1: Paramètres du modèle de panache de Delft3D

Fonctionnalité	Description
Taille / type de grille	Décomposition de domaine - Grilles régulières à 200 m (DD1) et 40 m (DD2).
Étendue de la grille	Grilles extérieures : 60 km x 70 km, réparties équitablement en 4 grilles
Modèle de couche sigma 3D	DD1 : 1 couche (profondeur moyenne) à travers la colonne d'eau. DD2 : 5 couches sigma verticales avec des épaisseurs de couche de 20 % sur toute la colonne d'eau
Référence verticale	Niveau moyen de la mer (m MSL) qui est approximativement le niveau de référence australien (AHD)
Coefficient de diffusivité turbulente horizontale	À travers les grilles DD 200 m / 40 m : 25 / 5 m <sup>2</sup> /s

Coefficient de viscosité turbulente horizontale	À travers les grilles DD 200 m / 40 m : 25 / 5 m <sup>2</sup> /s
Pas de temps (couche sigma 3D)	0,5 minute (30 secondes)
Frottement du lit	Chézy 55m <sup>1/2</sup> /s
Salinité de fond	Condition initiale et limites ouvertes modélisées comme une constante de 37,51 ppt.
Sortie de mappage	DD1 et DD2 : sortie de 60 minutes pour chaque point de la grille pendant toute la durée du modèle.

Tableau 4.2 : Outils de simulations hydrodynamiques en champ proche et lointain

Type de Modèle	Modèle	Développeur
Modèles de champ proche	CORMIX	Doneker and Jirka
	VisJet	Lee and Cheung
Modèles de champ lointain	Visual Plumes	Frick
	Delft3D	Delft Hydraulics
	MIKE3	Danish Hydraulics Institute
	POM/ ECOM-si	Princeton Ocean Model - Princeton University
	Telemac 3D	EDF, Electricité de France, and Wallingford

## 4.7 Études de couplage des modèles hydrodynamique

Les modèles de champ proche et lointain distincts doivent être couplés pour prédire le comportement global du panache.

La principale question est de savoir comment et où introduire le flux d'effluent et sa masse polluante dans le modèle de champ lointain. Un couplage approprié entre les modèles de champ proche et lointain est essentiel pour une prédiction fiable des impacts. Si la dilution en champ proche n'est pas prise en compte, les dilutions en champ lointain prévues seront beaucoup trop faibles, ce qui entraînera des surestimations considérables des impacts environnementaux.

Les processus de mélange des rejets de saumure ont une large gamme d'échelles de durée et de temps. Puisqu'il n'est pas possible de les simuler avec un modèle global, des modèles séparés sont utilisés en champ proche et en champ lointain, puis reliés entre eux. L'interface de couplage développée est une extension d'une approche existante pour la liaison du modèle de champ proche CORMIX avec le modèle de champ lointain Delft3D (**Missimer et col., 2015**). Le tableau 4.3 résume les modèles et les méthodes de couplage utilisés dans plusieurs études de couplage.

Tableau 4.3 Modèles et méthodes de couplage

Auteurs	Champ proche	Champ lointain	Méthode de couplage
Zhang and Adams (1999)	RSB (VISUAL PLUMES)	ECOM-si	Sens Unique
Roberts (1999)	NRFIELD (VP)	FRFIELD (VP)	Sens Unique
Choi and Lee (2005)	VISJET	EFDC	A double sens
Bleninger (2006)	CORMIX	DELFT3D	Sens Unique
Niu (2008, 2011)	PROMISE	Mike3	A double sens
Morelissen, Kaaij, Bleninger (2011a, 2011b, 2013)	CORMIX	DELFT3D	A double sens
Zhao et al. (2013)	VISJET	Différence limitée	A double sens
Morelissen et al. (2015)	CORMIX	DELFT3D	A double sens

## 4.8 Approche de couplage (CORMIX-Delft3D)

L'approche de couplage est décrite pour les modèles hydrodynamiques CORMIX et Delft3D, mais avec quelques modifications, il est adaptable à d'autres programmes avec des capacités similaires. Les fichiers d'entrée et les transformations requises sont générés par l'utilisation de routines. Les routines de pré- et post-traitement et les routines de liaison de modèles sont codées dans le logiciel commercial MatLab. L'approche de couplage est généralement exécuté dans l'ordre suivant (Bleninger, 2008) :

1. Pré-traitement : préparation des mesures de terrain en tant qu'entrée de séries chronologiques pour le modèle de champ proche
2. CorTime : modélisation en champ proche de séries temporelles avec CORMIX basée sur des données mesurées
3. Post-traitement : analyse et présentation des résultats de CorTime
4. Liaison de modèles : préparation des résultats en champ proche en tant qu'entrées de séries chronologiques pour le modèle en champ lointain
5. Delft3D-FLOW : modélisation hydrodynamique basée sur les données de sortie du modèle de champ proche.

### 4.8.1 Couplage étape 1 : Pré-traitement

CorTime est l'outil d'analyse de séries chronologiques de CORMIX. Pour une analyse de zone de mélange avec CorTime, deux documents sont nécessaires : un fichier d'entrée CORMIX (\*.cmx) et un fichier d'entrée de séries chronologiques CorTime (CorTimeInput.txt). Le fichier d'entrée CORMIX contient toutes les conditions et configurations de l'ambiance, de l'effluent et du rejet. C'est le même fichier d'entrée qui est requis pour une seule simulation CORMIX (expliqué en détail dans le manuel de l'utilisateur CORMIX). Le fichier CorTime CorTimeInput.txt comprend les différentes données d'entrée (par exemple, vitesse ambiante, la direction du courant, le débit d'effluent) pour chaque pas de temps.

#### **4.8.2 Couplage étape 2 : CorTime**

Le fichier d'entrée CORMIX mentionné ci-dessus doit être généré dans CORMIX. La saisie des données se fait dans l'interface utilisateur graphique basée sur des formulaires avec une série d'onglets subdivisés en groupes de données (effluent, ambiant, rejet, etc.). Une description détaillée est donnée dans le manuel d'utilisation de CORMIX.

#### **4.8.3 Couplage étape 3 : Post-traitement**

Les processus de zone de mélange prévus et le comportement du panache à chaque pas de temps peuvent être analysés dans CORMIX au moyen du rapport de session, du fichier de prédiction, de l'outil de visualisation CorVue ou d'autres fonctionnalités de sortie.

L'analyse des séries chronologiques peut être effectuée à partir de CorTimetatusReport.txt. Après conversion des données par l'utilisation de routines MatLab®, une analyse statistique des paramètres de panache prédits peut être exécutée. En outre, les prédictions de panache peuvent être tracées par exemple en fonction du temps ou statistiquement en tant que fréquence relative et distribution cumulée.

#### **4.8.4 Couplage étape 4 : Liaison de modèles**

L'étape principale du couplage de modèle est la transformation des données de sortie du modèle de champ proche en données d'entrée pour le modèle de champ lointain. Dans Delft3D-FLOW, les émissaires sont considérés comme des rejets localisés d'eau et de substances dissoutes. La source est ajoutée au centre d'une cellule puis immédiatement répartie sur tout le volume de la cellule. Les emplacements de décharge et les débits respectifs peuvent être lus à partir de fichiers dits d'attributs.

#### **4.8.5 Couplage étape 5 : Delft3D-FLOW**

Pour exécuter une simulation d'écoulement avec Delft3D-FLOW, différents types d'informations sont nécessaires. Ceux-ci incluent l'étendue de la zone du modèle, l'emplacement des limites et ses conditions, la bathymétrie, les détails géométriques de la zone tels que les brise-lames, les structures, les décharges et la définition de qui est le responsable et où les résultats de la simulation doivent être stockés. Enfin, une grille numérique doit être générée sur laquelle tous les paramètres liés à l'emplacement sont définis. Les données sont stockées dans des fichiers dits d'attributs séparés.

Ces fichiers sont produits par l'utilisation de programmes externes ou d'autres outils Delft3D. Le fichier d'entrée principal pour le programme de simulation hydrodynamique est représenté par le fichier Master Définition Flow fichier (MDF).

Les résultats peuvent être visualisés à l'aide de l'outil de post-traitement Delft3D-QUICKPLOT. Selon le type de fichier de résultats, une grande variété de graphiques peut être affichée. Les graphiques peuvent être enregistrés dans le format de fichier figure de MatLab® pour une analyse plus approfondie.

# Chapitre 5

## 5 Modélisation et conception des rejets d'évacuation de saumure : cas de l'usine de dessalement de Fouka

### 5.1 Description de l'usine

L'usine de dessalement de Fouka, située dans la zone Ouest-Alger, côte méditerranéenne (Figure 5-1), a une capacité de 120.000 m<sup>3</sup>/jour ; utilise le procédé d'osmose inverse.

Le projet a effectivement démarré en juillet 2011, alimentant trois communes environnantes et composé de six trains de SWRO chacun est capable de produire en continu 20 000 m<sup>3</sup>/jour non équipés d'unités de réserve. Chaque train est équipé d'une pompe haute pression, ces pompes sont conçues pour pouvoir fournir la pression nécessaire requise par les membranes à 15°C et pour une salinité de 38,000 mg/l (Filali et col 2018).

Les caractéristiques des équipements sont basées sur des types de membranes spécifiques, des systèmes de récupération d'énergie, un nombre défini de pompes et fonctionnant avec une consommation d'énergie indépendante de la température.

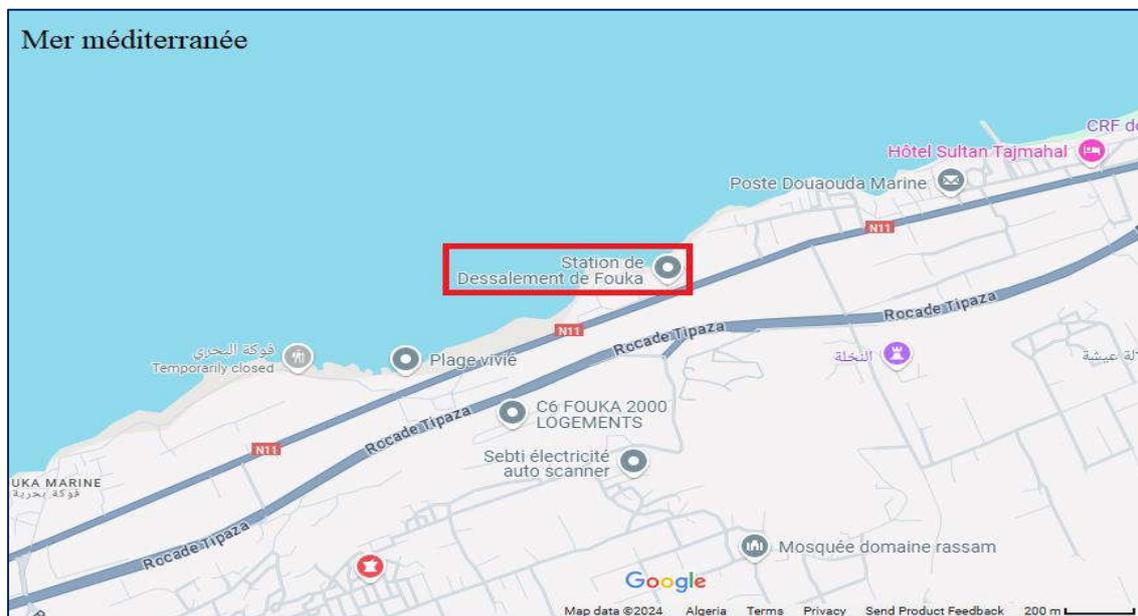


Figure 5-1 : Localisation de l'usine de dessalement (Carte modifiée, B. FILALI, 2024).

## 5.2 Aspects technologiques

L'usine de dessalement de Fouka a une capacité nominale de 120.000 m<sup>3</sup>/jour d'eau potable. Les principaux composants de l'usine sont les suivants :

- Une prise d'eau de mer à ciel ouvert – tête de prise d'eau ;
- Station de pompage d'eau de mer ;
- Prétraitement de l'eau de filtration gravitaire et filtres à cartouches ;
- Dessalement par osmose inverse avec récupération d'énergie ;
- Reminéralisation avec ajout de produits alcalins ;
- Systèmes auxiliaires ;
- Réseaux, contrôles, systèmes de préparation et dosage de produits chimiques, système de nettoyage des membranes, équipements et produit de nettoyage ;
- Un réservoir d'eau traitée avec station de pompage d'eau d'alimentation et ;
- Bâtiments de services, stand.

D'un point de vue filière de traitement, cette station de dessalement est tout à fait conventionnelle.

### Prise d'eau de mer

La prise d'eau de mer est conçue pour fournir de l'eau de mer en quantité et en qualité pour se conformer aux valeurs de conception de l'usine de dessalement. Deux prises d'eau sont fixées à au moins 6 et moins de 8 m pour éviter les particules collectées au fond de la mer, remises en suspension par l'action des courants et pour éviter les événements provoqués par les fortes houles (Figure 5-2).

La vitesse d'entrée de la prise d'eau est limitée à 0,1 m/s afin d'éviter l'aspiration des débris et particules solides en suspension. La prise d'eau est composée de deux canalisations en PEHD, d'une longueur de 800 m et de DN1600. Chacune des deux conduites transporte la totalité de l'eau de mer nécessaire à la production de 120 000 m<sup>3</sup>/jour.

La station de pompage des eaux brutes est destinée à les amener à un niveau suffisant pour produire un écoulement gravitaire dans le système de prétraitement.

La station de pompage fonctionne avec six pompes plus une en réserve (6 + 1R). Les pompes sont de type centrifuge horizontales et verticales ; chacune d'une capacité de 1974 m<sup>3</sup>/h, (total=1974x6=11844 m<sup>3</sup>/h, pour absorber le débit supplémentaire lors de la maturation des filtres à sable). Un mélangeur statique sur conduite d'eau brute qui assure le mélange des produits chimiques injectés à cet endroit (acide sulfurique, chlorure ferrique et polyélectrolyte).

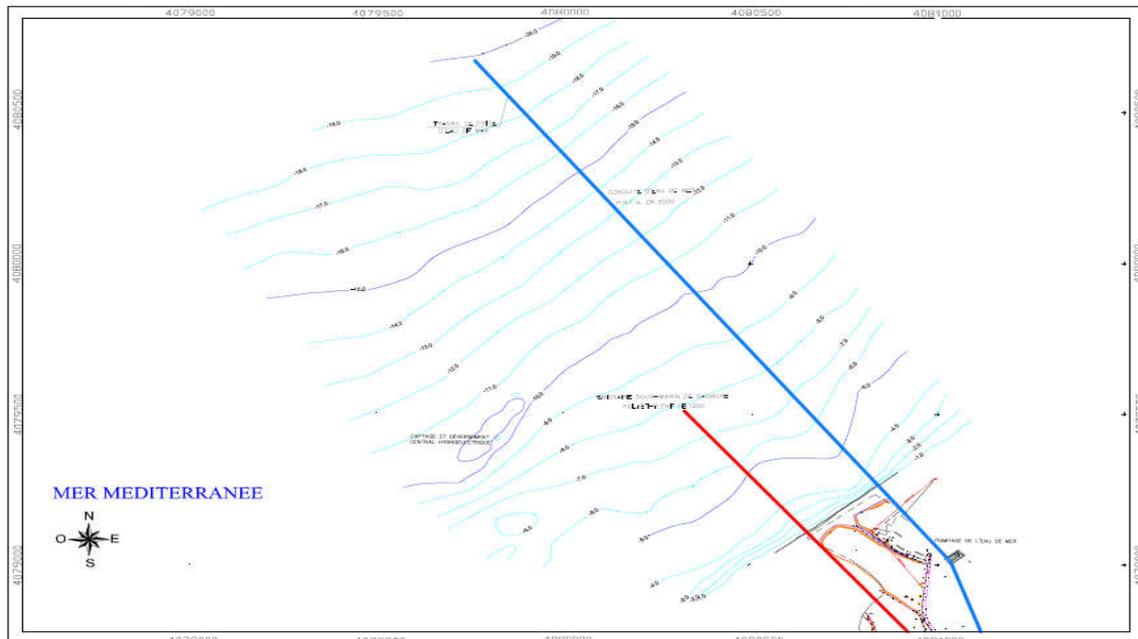


Figure 5-2 : Systèmes de prise d'eau de mer et d'exutoire marin (Filali et col 2018).

### 5.3 Problématique et méthodologie de calcul

Dans les différentes actions du projet d'usine de dessalement, celle à laquelle elle attache une grande importance d'un point de vue environnemental, est le rejet de déchets de saumure déversée dans les milieux marins et côtiers, puisqu'il s'agit d'un rejet continu de débit important avec d'importantes salinités. Cette différence de salinité conditionne le comportement de la salinité du milieu. Pour déterminer ce comportement, la dispersion des effluents déversés par les émissaires sous-marins a de nouveau été étudiée. Afin d'atteindre cet objectif, les caractéristiques de dilution du futur émissaire ont été évaluées et les concentrations de saumure rejetée dans les conditions les plus défavorables ont été estimées. Aussi, il a été réalisé l'analyse de divers facteurs qui incluent dans la dilution des saumures, ceux environnementaux comme ceux de conception de l'émissaire.

D'abord nous avons étudié l'effet de la hauteur de la bouche de décharge de l'émissaire en ce qui concerne le fonds marin, en gardant une configuration type de l'émissaire et avec une vitesse

environnementale moyenne. Deuxièmement on a évalué l'influence de la vitesse environnementale dans la dilution, ensuite on a analysé l'effet de la vitesse de sortie du courant sur la dilution et, finalement la dilution avec différentes configurations de diffuseurs multiples.

## 5.4 Conditions de l'étude

Les paramètres techniques initiaux du rejet par émissaire sous-marin de la station de dessalement de Fouka, qui sont pris en compte pour effectuer des simulations dans différentes situations océanographiques caractéristiques de cet espace méditerranéen, sont les suivants dans le tableau 5.1.

Tableau 5.1 : Caractéristiques des effluents versés par l'émissaire sous-marin de la station

<b>Paramètres de l'eau de mer</b>	<b>Unité</b>	<b>Valeur</b>
Salinité moyenne milieu récepteur	g/l	35,50
Densité du milieu récepteur	kg/m <sup>3</sup>	1025,58
Coefficient de manning	/	0,02
Courant	m/s	0,02-0,20
Vent	m/s	2,00-8,00
<b>Paramètres de l'effluent</b>	<b>Unité</b>	<b>Valeur</b>
Densité	kg/m <sup>3</sup>	1050,90
Limite de tolérance	g/l	38,50
Accroissement de salinité	psu	35,50
Débit	m <sup>3</sup> /s	1,56

En ce qui concerne les conditions environnementales des eaux réceptrices, faute de données, il n'a pas été possible d'analyser les profils de densité des types de colonne d'eau propre des saisons d'hiver, d'été et de fin de printemps, dans lesquels il est possible de mettre en place une pycnocline à ces niveaux. Profondeurs en latitude de cette zone.

Cependant, une simulation de différentes valeurs de la vitesse du courant qui affecte le jet ou le panache déversé a été réalisée pour mettre en évidence les pires conditions de dilution des déchets de saumure. La direction du courant dans toutes les analyses est parallèle à la ligne de côte, c'est-à-dire en suivant approximativement la ligne Est-Ouest, en gardant à l'esprit qu'il s'agit de la valeur du courant partagée verticalement en deux.

Dans tous les cas analysés, une vitesse du vent de 2 m/s a été supposée, conformément à la valeur recommandée pour garantir la sécurité dans la conception de ce type d'installation. Tout d'abord, l'effet de la hauteur d'ouverture de décharge (c'est-à-dire la distance entre le centre de

l'exutoire et le fond) et de l'inclinaison de la sortie du jet a été étudié. Ces analyses ont été réalisées en maintenant constante la géométrie de l'émissaire ainsi qu'une vitesse moyenne du courant marin environnemental de 5 cm/s, comme indiqué dans le tableau 5.2.

Tableau 5.2 : Caractéristiques et géométrie de l'émissaire

Caractéristiques	Unités	Valeurs
Distance jusqu'à la cote de tronçon diffuseur	m	500
Profondeur de l'eau locale $H_0$	m	10
Diamètre bouche émissaire	m	1,4
Vitesse rejet	m/s	1
Nombre de diffuseur	/	1
Angle de rejet	/	Vertical

## 5.5 Résultat et discussion

### 1. Hauteur de la cheminée

En conservant les mêmes caractéristiques des effluents versés par l'émissaire sous-marin, on voit (Figure 5.3) sur le graphique que le taux de dilution pour deux hauteurs de cheminées différentes (1 m et à 3 m), pour le même fonds (même profondeur moyenne de 10 m) est obtenue pour la hauteur  $H1=3$  m. Nous notons que plus la hauteur de la bouche du rejet est grande plus la dilution est meilleure. Ces limites (1 m et 3 m) sont établies pour éviter des enterrements des tuyauteries et optimiser l'effet sur la dilution de la masse d'eau mise au-dessus du point de rejet.

Il est important de noter que le modèle Cormix ne prend pas en charge les calculs numériques (taux de dilution) lorsque la hauteur de la bouche de la cheminée (par rapport au fond) dépasse

un tiers de la profondeur totale dans la zone de rejet (distance entre la surface de l'eau et le fond).

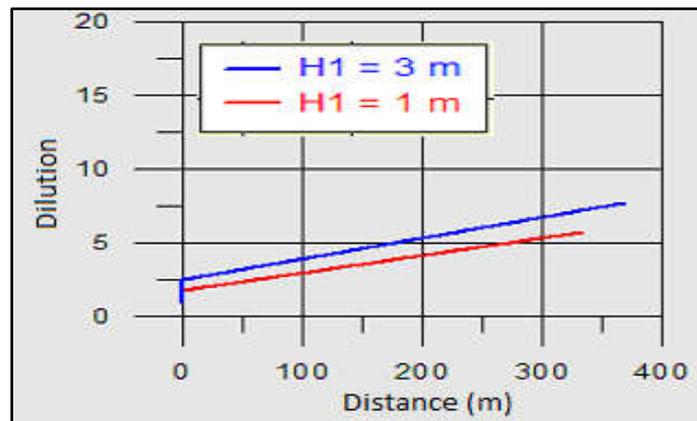


Figure 5-3 : Variation de la dilution en fonction de la distance pour différentes hauteurs de la cheminée

## 2. Inclination

En conservant les mêmes caractéristiques des effluents versés par l'émissaire sous-marin, on voit (Figure 5-4) sur le graphique que la meilleure dilution pour deux inclinaisons du diffuseur (conservation de la même profondeur moyenne de 10 m) est donnée pour un angle de 45° d'inclinaison de la bouche du diffuseur. L'angle de 90° indique que le rejet est effectué sur la verticale. Dans le cadre de ces calculs (Figure 5-4), la direction du courant environnemental a été maintenue perpendiculaire à la direction du flux de sortie de l'effluent.

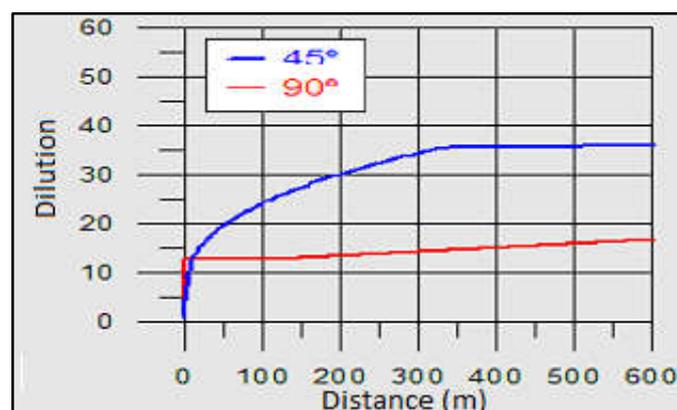


Figure 5.4 : Variation de la dilution en fonction de la distance pour différentes inclinaisons du diffuseur

### 3. Influence de la vitesse environnementale et de la vitesse de sortie du débit

On a étudié la dilution du déchet de saumure avec différentes vitesses de courants environnementaux, en considérant des ampleurs des vitesses enregistrées dans la zone. On ne fait pas une distinction entre la trajectoire est et Ouest de la plume de rejet hyper salin. Ceci est dû au fait que, dans les calculs, les résultats sont symétriques dans l'une ou l'autre direction.

La figure 5-5, représente les valeurs de dilutions dans différents cas de vitesse en fonction des différentes distances tout en conservant la même géométrie de l'émissaire ainsi que les conditions de décharge fixes.

On observe que les mauvaises conditions de dilution se présentent avec des vitesses comprises entre des valeurs de 2 et 5 cm/s, tandis qu'avec des vitesses très hautes la dilution s'améliore notamment étant donné que les processus de mélange sont plus turbulents (Tableau 5.3).

Tableau 5.3 Valeurs de dilution à différentes distances du point de rejet et pour différentes ampleurs de la vitesse environnementale

Vitesse environnementale (cm/s)	Distances des points de rejets (m)				
	100	500	1000	4000	10000
2	3	8,00	11,80	16,00	29,40
5	5	6,10	8,40	30,00	106,00
10	5	7,60	12,80	139,00	1315,00
20	7	12,00	60,00	1100,00	3000,00

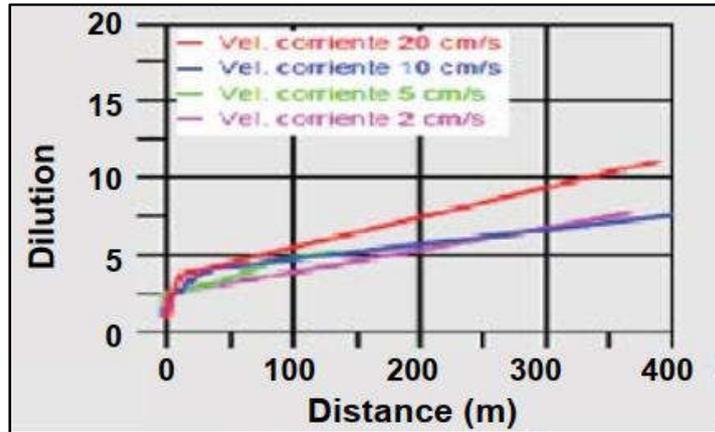


Figure 5-5 : Variation de la dilution en fonction de la distance pour différents ampleurs de la vitesse environnementale

Dans la (Figure 5-6) on voit les graphiques de la dilution pour trois diamètres différents (diamètres de l'émissaire à l'exutoire), correspondant à une vitesse de sortie de 1 m/s ( $D1 = 1,3$  m), de 2 m/s ( $D2 = 0,92$  m) et de 3 m/s ( $D3 = 0,75$  m).

En conservant les même caractéristiques [(profondeur moyenne de 10 m, hauteur de 3 mètres de la bouche de rejet sur le fonds, vitesse environnementale de 2 cm/s), (Figure 5.6)], on voit sur le graphique que la meilleure dilution pour trois diamètres différents, correspondant à une vitesse de sortie de 1 m/s ( $D1 = 1,3$  m), de 2 m/s ( $D2 = 0,92$  m) et de 3 m/s ( $D3 = 0,75$  m) est obtenue pour une vitesse de  $V$  de 3 m/s et un diamètre  $D$  de 0,75 m (vitesses supérieures de sortie de rejet et diamètres inférieurs de la bouche de l'émissaire).

Dans la Figure 5-6, on observe les graphiques de dilution pour trois diamètres différents de l'émissaire à l'exutoire, correspondant à des vitesses de sortie de 1 m/s ( $D1 = 1,3$  m), 2 m/s ( $D2 = 0,92$  m) et 3 m/s ( $D3 = 0,75$  m). En conservant les mêmes caractéristiques (profondeur moyenne de 10 m, hauteur de 3 mètres de la bouche de rejet sur le fond, vitesse environnementale de 2 cm/s), on remarque que la meilleure dilution est obtenue pour une vitesse de sortie de 3 m/s et un diamètre de 0,75 m (vitesses de rejet supérieures et diamètres de la bouche de l'émissaire inférieurs).

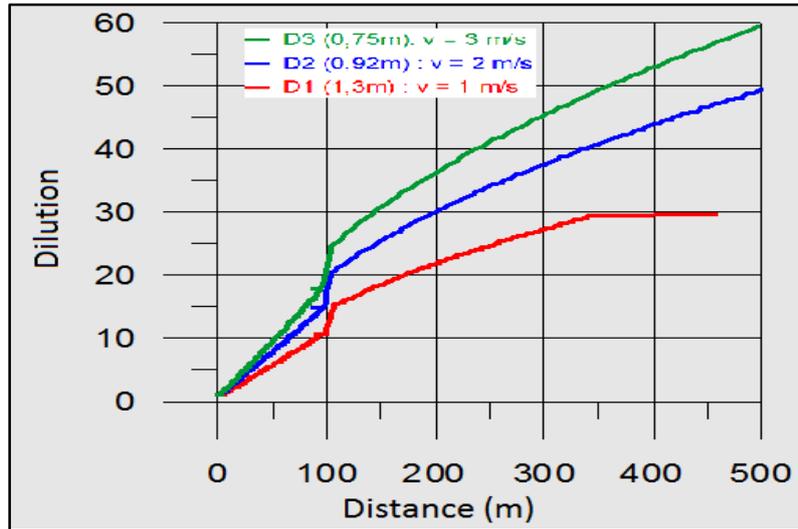


Figure 5-6 : Variation de la dilution en fonction de la distance pour différents diamètres de sortie du diffuseur

#### 4. Effets d'un diffuseur avec différentes bouches de sortie

Dans la (Figure 5-7) on montre les graphiques de la dilution pour diverses configurations de diffuseurs avec plus une bouche de sortie, en conservant la même profondeur moyenne de 10 m, et une inclinaison des bouches de 45°. Dans ces calculs la direction du courant environnemental (de 2 cm/s) est maintenue perpendiculaire à la direction du flux de sortie de l'effluent.

On compare trois diffuseurs différents avec de multiples sorties avec la dilution obtenue par la configuration optimale trouvée pour un diffuseur avec une seule bouche de sortie (tableau 5.4). La longueur est celle du tronçon de l'émissaire compris entre la première et la dernière des bouches de sortie du déchet.

On peut voir qu'avec les conditions imposées, le tronçon diffuseur n'améliore pas les dilutions obtenues. Ceci est dû, fondamentalement, au fait que la dilution au domaine proche est celle qui est déterminée avec les faibles vitesses environnementales de dilution de la saumure, alors que, la dilution de domaine éloigné est faible dans ce cas.

Par cette raison, avec les spécifications du rejet, spécialement étant donné le débit de 1.56 m<sup>3</sup>/s le facteur qui prédomine est la vitesse de sortie du diffuseur, que, étant plus la haute possible

cause que dans les alentours du point de rejet une importante partie de la colonne d'eau agisse comme facteur de dilution, tandis que, avec le rejet dans différents diffuseurs le débit unitaire par diffuseur diminue et la partie de la colonne d'eau qui prend part à la dilution initiale de la saumure est plus petite.

Tableau 5.4 : Configuration des diffuseurs employé dans les calculs de dilution

Type diffuseur	Longueur du tronçon diffuseur (m)	Diamètre bouche (m)	N° bouches
Diffuseur 1	100	0,44	3
Diffuseur 2	100	0,34	5
Diffuseur 3	100	0,26	9

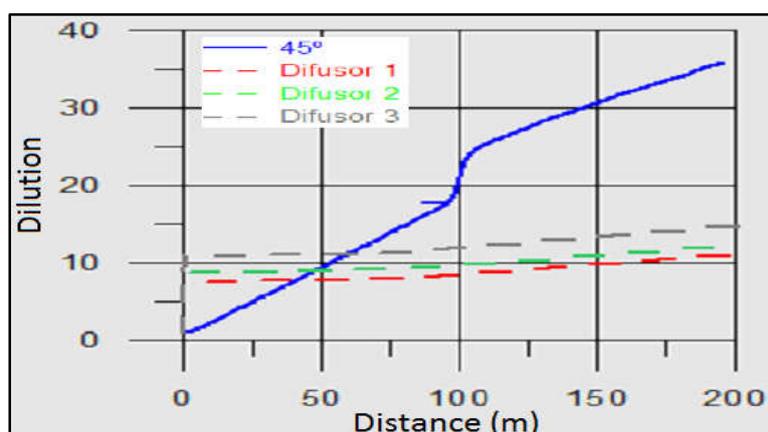


Figure 5-7 : Variation de la dilution en fonction de la distance pour différentes configurations de diffuseurs

### 5. Influence de la profondeur sur la décharge du rejet

Une fois la meilleure configuration de versée (rejet) établie, on étudie la dilution en variant la profondeur du point de versée, et ce, en maintenant comme hauteur (depuis le fonds jusqu'aux bouches de décharge une profondeur de 30 m parmi les valeurs de 10m et 20m) permettant d'avoir une dilution optimale (Figure 5-8). Le Tableau 5.5 montre les différentes longueurs approximatives des tuyauteries nécessaires.

Tableau 5.5 : Longueur prévue de conduite en fonction de la profondeur moyenne du point de rejet.

Profondeur (m)	Point de rejet (m)
10	790
20	1320
30	1960

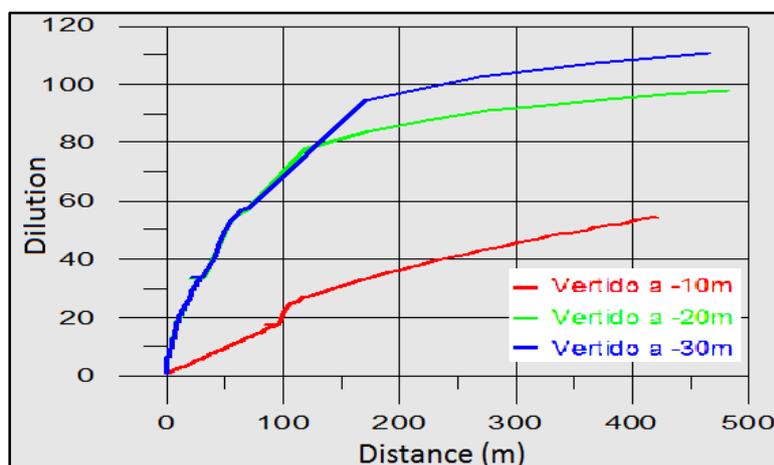


Figure 5-8 : Variation de la dilution en fonction de la distance pour trois différentes profondeurs de versée et pour une même configuration de diffuseurs.

La meilleure dilution est obtenue pour une profondeur du point de versé de 30 mètres, et de 20 mètres de profondeur mais la topographie du site ne donne pas ces profondeurs (inexistantes). Ces profondeurs n'existent qu'au-delà de 1 km de la côte.

## 5.6 Résumé des simulations

En respectant la variante recommandée (tableau 5.6 suivant) et A la lumière des résultats de l'étude de diffusion par l'approche numérique adoptée (Cormix-Delph3D), et ce, dans différentes conditions, il ressort que la principale recommandation et mesure d'atténuation des effets des rejets est la construction du canal de rejet (Outfall design) de l'usine de dessalement (Voir Figure 5-9).

Tableau 5.6 : Caractéristiques de la variante recommandée

Paramètres	Unité	Valeur
Distance entre la surface de l'eau et le fond (H <sub>a</sub> )	Mètre (m)	10,00
Distance entre le centre de l'exutoire et le fond (h <sub>0</sub> )	Mètre (m)	3,00
Diamètre intérieur de l'émissaire à l'exutoire (D <sub>0</sub> )	Mètre (m)	0,74
Débit de sortie de rejet de l'émissaire à l'exutoire (Q <sub>0</sub> )	Mètre cube par seconde (m <sup>3</sup> /s)	1,33
Vitesse de sortie de l'émissaire à l'exutoire (U <sub>0</sub> )	Mètre par seconde (m/s)	3,00
Angle d'inclinaison du diffuseur (θ)	Degré	45 °
Longueur de la conduite de décharge (L)	Mètre (m)	500,00

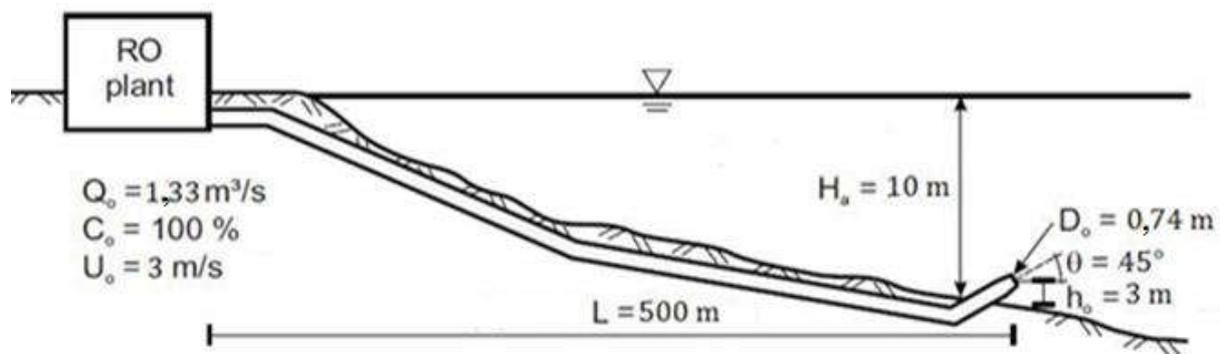


Figure 5-9 : Conception de l'émissaire

Sachant que l'émissaire est composé d'une canalisation en PEHD de DN1400 d'une longueur de 500 mètres, celle-ci est décalée de 300 mètres vers l'est par rapport à la prise d'eau. Il est

important de noter que les courants se dirigent de l'ouest vers l'est, ce qui signifie que le panache créé par l'émissaire sera éloigné de la prise d'eau.

Les résultats du modèle montrent que l'impact des effluents rejetés sur les prélèvements est négligeable dans tous les cas considérés. Comme mentionné précédemment, seul le modèle de champ lointain confirme l'analyse de la zone de mélange de champ proche et gère la conception du diffuseur, y compris le type, la taille et les supports du diffuseur, ainsi que l'angle et l'espacement des points de décharge.

**Conclusion**

**Générale**

## Conclusion et recommandations

Les usines de dessalement par osmose inverse représentent la plus grande part de la capacité mondiale de dessalement d'eau de mer. Les effluents de ces usines ont une variété de propriétés physiques et de constituants chimiques qui peuvent être nocifs pour le milieu marin.

Les usines de dessalement d'eau de mer rejettent principalement un effluent de saumure concentrée à haute salinité dans les eaux côtières. Les usines modernes de grande capacité nécessitent des rejets submergés, sous la forme d'un jet à flottabilité négative, qui assurent une dilution élevée afin de minimiser les impacts nocifs sur l'environnement marin. Les différentes différences de densité entre la saumure et l'eau réceptrice représentées par le flux de flottabilité entraînent des caractéristiques d'écoulement différentes de la décharge. Le flux dense d'effluents d'osmose inverse a tendance à tomber sous la forme d'un panache à flottabilité négative.

Les résultats des analyses montrent que les saumures produites par les techniques de dessalement (osmose inverse) ont une concentration élevée en sel (salinité de 66,30g/l), supérieure à celle de l'eau de mer (36,47g/l). Cette concentration élevée en sel perturbe la vie aquatique locale. Cependant, cette perturbation diminue rapidement à mesure que l'on s'éloigne du point de rejet et que la concentration diminue. En plus de la concentration élevée en sel, des niveaux élevés de sulfates (59g/l) sont également enregistrés. Ces sulfates diminuent au contact de la mer, indiquant une transformation en sulfures. La présence de bicarbonate dans les rejets est également observée.

Les conditions de la mer, telles que les courants marins, les vagues et l'état calme ou agité de l'eau, ont une influence immédiate sur la concentration des saumures au contact de la mer. La dilution de ces saumures dépend de leur dispersion dans le cas d'une mer agitée et de leur localisation dans le cas d'une mer calme. Par exemple, les saumures mettent beaucoup de temps à se diluer lorsque la mer est calme, ce qui a un impact direct sur l'environnement aquatique.

Les saumures fortement concentrées qui entrent en contact avec la mer descendent au fond de la mer et se propagent sur une distance d'environ dix mètres, constituant ainsi une source continue et cumulative de pollution. Cela entraîne des dommages continus sur la vie aquatique à proximité des zones à forte salinité. Afin de minimiser les effets néfastes des usines de dessalement de l'eau de mer, il est nécessaire d'adopter des montages appropriés qui permettent une meilleure production d'eau avec une concentration réduite en sel.

Il convient cependant de noter que la concentration en sel peut varier en fonction du type de montage utilisé, et celui qui génère une production d'eau maximale avec une concentration réduite en sel est le plus recommandé.

S'agissant du processus de conception proprement dit, deux modèles hydrodynamiques différents ont été utilisés pour la prédiction du mélange en champ proche (CORMIX) et/ou des processus de transport en champ lointain (Delft3D). Une approche optimisée pour coupler les deux types de modèles pour l'analyse des rejets de saumure a été ainsi développée. L'algorithme d'interface de couplage comprend la transformation des données de sortie du modèle de champ proche CORMIX en données d'entrée pour le modèle de champ lointain Delft3D-FLOW. Basée principalement sur l'étude de cas théorique (en s'appliquant pas nécessairement de manière universelle), l'analyse des distributions de concentration montre l'importance du couplage de modèles. Le modèle de champ lointain ne peut pas simuler les processus de fort mélange se produisant dans le champ proche, en particulier en ce qui concerne le mélange vertical. Ainsi, la distribution verticale du panache doit être calculée par l'utilisation d'un modèle de champ proche et doit ensuite être transférée dans le modèle de champ lointain. Un couplage horizontal est considéré comme sans importance puisque les différences de concentration entre le couplage vertical et le couplage complet sont négligeables.

L'étude marine que nous avons menée a porté sur la modélisation de la diffusion et de la dispersion des rejets dans diverses conditions. Sur la base des résultats obtenus, la principale recommandation dans le cas de la station d'étude de Fouka est la conception et la construction d'un canal de décharge de l'usine selon la variante privilégiée décrite dans le présent travail. Il s'agit de localiser le point de rejet à une profondeur de 7 mètres, avec les coordonnées UTM de  $X=4\ 788\ 160$  m et  $Y=4\ 059\ 823$  m. L'embouchure de décharge doit être placée à 3 mètres au-dessus du fond marin et avoir un diamètre de 0,74 mètre. Le débit de sortie autorisé est de 1,33 mètres cubes par seconde, avec une salinité des effluents de 69 g/l.

La sortie est constituée d'un tuyau en PEHD DN1400 de 500 mètres de long. Il est positionné à 300 mètres à l'est de la prise d'eau. Étant donné que les courants dominants s'écoulent d'ouest en est, le panache créé par le rejet sera bien éloigné de la prise d'eau, évitant ainsi une contamination potentielle de l'approvisionnement en eau. L'exécution correcte de cette configuration de rejet recommandée contribuerait à atténuer les effets environnementaux négatifs.

De plus, les dilutions résultant du couplage vertical sont plus faibles par rapport au couplage complet. Par conséquent, ne considérer que la distribution verticale donne une estimation prudente concernant la direction moyenne de l'écoulement. Ainsi, la méthodologie de couplage permet une évaluation du débit considérablement améliorée et une conception hydraulique environnementale optimisée de la structure de l'émissaire.

Les résultats ont montré que les outils sont facilement applicables et améliorent l'état actuel de l'art pour l'analyse des rejets de saumure de dessalement. Les déchargeurs, les consultants et les régulateurs sont encouragés à appliquer ces outils et à discuter des modifications proposées des réglementations existantes d'une part, et des systèmes de décharge existants d'autre part. Une analyse en cours a montré qu'un dessalement "*plus propre*" est possible et faisable.

Des travaux majeurs doivent être réalisés dans les domaines suivants, afin d'améliorer encore les approches et les conceptions présentées :

Les études d'impact sur l'environnement nécessitent beaucoup plus d'études écotoxicologiques régionales, où les caractéristiques des espèces locales sont analysées et leur vulnérabilité aux caractéristiques des effluents locaux est évaluée.

Les modèles numériques pour la région du champ proche nécessitent davantage d'études de validation en laboratoire, afin d'améliorer les formulations après impact aux limites et étalement de densité supplémentaire sous l'effet des courants ambiants.

Les modèles pour la région de champ lointain nécessitent beaucoup plus de données sur les courants ambiants, les vents et la stratification, pour permettre de meilleures spécifications des conditions aux limites. De telles mesures complétées par la modélisation sont très précieuses dans le cadre d'études portant sur d'autres problèmes de gestion des zones côtières.

En tenant compte des spécificités locales et régionales, les études de terrain doivent être entreprises pour valider les méthodologies et les recommandations présentées à grande échelle.

Dans le cas du présent travail, on peut conclure que si notre approche est bien ajustée et si les données d'entrée sont de qualité, il peut devenir un outil de gestion puissant et fiable.

# **Bibliographie**

## Références bibliographiques

Ahmad, N., et Baddour, R. E. (2014). A review of sources, effects, disposal methods, and regulations of brine into marine environments. *Ocean & Coastal Management*, 87, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.020>

Al-Shayji, K. a. M. (1998, April 17). *Modeling, simulation, and optimization of large-Scale commercial desalination plants*. <http://hdl.handle.net/10919/30462>

Amari, A., Ali, M. H., Jaber, M. M., Spalevic, V., & Novicevic, R. (2022). Study of Membranes with Nanotubes to Enhance Osmosis Desalination Efficiency by Using Machine Learning towards Sustainable Water Management. *Membranes*, 13(1), 31. <https://doi.org/10.3390/membranes13010031>

Angelakis, A. N., Valipour, M., Choo, K., Ahmed, A. T., Baba, A., Kumar, R., Toor, G. S., & Wang, Z. (2021). Desalination: From ancient to present and future. *Water*, 13(16), 2222. <https://doi.org/10.3390/w13162222>

Arena, J. T. et al. (2017). Management and dewatering of brines extracted from geologic carbon storage sites. *Int. J. Greenh. Gas Control* 63, 194–214 <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2017.03.032>

Ariono, D., Purwasmita, M., & Wenten, I. G. (2016). Brine effluents: characteristics, environmental impacts, and their handling. *Journal of Engineering and Technological Sciences*, 48(4), 367–387. <https://doi.org/10.5614/j.eng.technol.sci.2016.48.4.1>

Babak Khorsandi. (2021). Investigating the best method for saline wastewater discharge: A case study of one of Assaluyeh desalination plants. *Journal of Hydraulic*, 16(3), 1–15. <https://doi.org/10.30482/jhyd.2021.265927.1501>

Barron, L. J. R., Andonegi, A., Gamboa, G., Garmendia, E., García, O., Aldai, N., & Aldezabal, A. (2021). Sustainability Assessment of Pasture-Based Dairy Sheep Systems: A multidisciplinary and multiscale approach. *Sustainability*, 13(7), 3994. <https://doi.org/10.3390/su13073994>

Bellières, S., & Lafte, A. (2024). *Opportunities and risks of desalination activities in the Mediterranean in the face of climate change and growing water needs*. PLAN BLEU. <https://planbleu.org/wp-content/uploads/2024/02/Notes-dessalement-EN.pdf>

BERLAND J. M., & JUERY C. (2002). *LES PROCEDES MEMBRANAIRES POUR LE TRAITEMENT DE L'EAU-MISE A JOUR* (No. 67/22727). [https://www.oieau.fr/eaudoc/system/files/documents/37/185566/185566\\_doc.pdf](https://www.oieau.fr/eaudoc/system/files/documents/37/185566/185566_doc.pdf)

Bessenasse, M., & Filali, B. (2014). Impact du dessalement sur l'environnement en Algérie. *AGROBIOLOGIA*, 04(N°6), 75–81. <https://agrobiologia.net/online/wp-content/uploads/2014/03/75-81-BESSENASSE-7p-ok.pdf>

Bhamidipati, N., Souza, A. N., & Flierl, G. R. (2020). Turbulent mixing of a passive scalar in the ocean mixed layer. *Ocean Modelling*, 149, 101615. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2020.101615>

Bleninger, T. (2007). *Coupled 3D hydrodynamic models for submarine outfalls: Environmental Hydraulic Design and Control of Multiport Diffusers*.

Bleninger et Jirka,. (2010). Environmental Planning, Prediction and Management of Brine Discharges from Desalination Plants,. In [www.brinedis.net.ms](http://www.brinedis.net.ms). <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.470.6450&rep=rep1&type=pdf>

Boateng, T. K., Opoku, F., Acquah, S. O., & Akoto, O. (2016). Groundwater quality assessment using statistical approach and water quality index in Ejisu-Juaben Municipality, Ghana. *Environmental Earth Sciences*, 75(6). <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5105-0>

Bombar, G., Dölgen, D., & Alpaslan, M. N. (2015). Environmental impacts and impact mitigation plans for desalination facilities. *Desalination and Water Treatment*, 57(25), 11528–11539. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1089198>

Boudouresque, C. F., & Verlaque, M. (2002). Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 44(1), 32–38. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(01\)00150-3](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(01)00150-3)

Bouma, T., Van Belzen, J., Balke, T., Zhu, Z., Airoidi, L., Blight, A., Davies, A., Galván, C., Hawkins, S., Hoggart, S., Lara, J., Losada, I., Maza, M., Ondiviela, B., Skov, M., Strain, E.,

Thompson, R., Yang, S., Zanuttigh, B., . . . Herman, P. (2014). Identifying knowledge gaps hampering application of intertidal habitats in coastal protection: Opportunities & steps to take. *Coastal Engineering*, 87, 147–157. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.11.014>

Bouthiba, A., Amitouche, M., Moudjeber, D., Mahmoudi, H., & Goosen, M. T. F. (2022). Simulation study of the interaction between brine discharge and catchment water of a desalination plant in Tenes, Algeria under various hydrodynamic conditions. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 279, 16–28. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.29063>

Buana, S., Tambaru, R., Selamat, M. B., Lanuru, M., & Massinai, A. (2021). The role of salinity and Total Suspended Solids (TSS) to abundance and structure of phytoplankton communities in estuary Saddang Pinrang. *IOP Conference Series. Earth and Environmental Science*, 860(1), 012081. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/860/1/012081>

Castro, B. F., Bouffard, D., Troy, C., Ulloa, H. N., Piccolroaz, S., Steiner, O. S., Chmiel, H. E., Moncadas, L. S., Lavanchy, S., & Wüest, A. (2021). Seasonality modulates wind-driven mixing pathways in a large lake. *Communications Earth & Environment*, 2(1). <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00288-3>

Cohen, Y. (2021). *Advances in water desalination technologies*. World Scientific.

Cooley, H., Gleick, P.H., & Wolff, G. (2006). *Desalination with a grain of salt a California perspective*. (No. 1-893790-13–4). Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security. <https://pacinst.org/wp-content/uploads/2015/01/desalination-grain-of-salt.pdf>

Curto, D., Franzitta, V., & Guercio, A. (2021). A review of the water desalination technologies. *Applied Sciences*, 11(2), 670. <https://doi.org/10.3390/app11020670>

Danoun, R. (2007). Desalination plants: Potential impacts of brine discharge on marine life. *The Ocean Technology Group*. <https://ses.library.usyd.edu.au/bitstream/2123/1897/1/Desalination%20Plants.pdf>

Davis, L. R. (2018). *Fundamentals of environmental discharge modeling*. CRC Press.

Dawoud, M. A. (2012). Environmental Impacts of seawater desalination: Arabian Gulf case study. *International Journal of Environment & Sustainability*, 1(3). <https://doi.org/10.24102/ijes.v1i3.96>

- Deltares*. (2018). <https://www.deltares.nl/en/software-and-data/products/delft3d-flexible-mesh-suite>
- Díaz-Almela, E., Marbà, N., Álvarez, E., Santiago, R., Holmer, M., Grau, A., Mirto, S., Danovaro, R., Petrou, A., Argyrou, M., Karakassis, I., & Duarte, C. M. (2008). Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Marine Pollution Bulletin*, 56(7), 1332–1342. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.03.022>
- Dixon, O., Gammal, J., Clark, D., Ellis, J. I., & Pilditch, C. A. (2023). Estimating effects of sea level rise on benthic biodiversity and ecosystem functioning in a large Meso-Tidal coastal lagoon. *Biology*, 12(1), 105. <https://doi.org/10.3390/biology12010105>
- Duan, C., Yang, M., Wang, Q., Xue, J., Yuan, L., & Wu, H. (2023). Impacts of salinity stress caused by ballast water discharge on freshwater ecosystems. *Regional Studies in Marine Science*, 65, 103079. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103079>
- Einav, R., Harussi, K., & Perry, D. (2003). The footprint of the desalination processes on the environment. *Desalination*, 152(1–3), 141–154. [https://doi.org/10.1016/s0011-9164\(02\)01057-3](https://doi.org/10.1016/s0011-9164(02)01057-3)
- El-Dessouky, H., Shaban, H. I., & Al-Ramadan, H. (1995). Steady-state analysis of multi-stage flash desalination process. *Desalination*, 103(3), 271–287. doi: [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(95\)00080-1](https://doi.org/10.1016/0011-9164(95)00080-1)
- Elimelech, M., & Phillip, W. A. (2011). The future of seawater desalination: energy, technology, and the environment. *Science*, 333(6043), 712–717. <https://doi.org/10.1126/science.1200488>
- Elsaid, K., Kamil, M., Sayed, E. T., Abdelkareem, M. A., Wilberforce, T., & Olabi, A. (2020). Environmental impact of desalination technologies: A review. *Science of the Total Environment*, 748, 141528. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141528>
- EPA. Environmental Protection Agency: Regional Water Division Directors, Regions I-X, November 30, (2020), U.S. EPA, Use of Total Nitrate and Nitrite Analysis for Compliance Determinations with the Nitrate Maximum Contaminant Level – 40 CFR §141.23, WSG #213, [https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-01/documents/wsg\\_213\\_nitrate\\_wsg\\_11-30-2020\\_signed\\_508-compliantfinal.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-01/documents/wsg_213_nitrate_wsg_11-30-2020_signed_508-compliantfinal.pdf). Accessed 19 April 2024.

FAO. (2022). *Desalination in the Arab region: status, challenges, and prospects*. <https://www.aoad.org/Mini%20Fifth%20Meeting/3-1%20Water%20Desalination-done/Desalination%20in%20the%20Arab%20region%20Status%20Challenges%20and%20Prospects%20EN%20Final.pdf>

Fatima, J., Shah, A. N., Tahir, M. B., Mehmood, T., Shah, A. A., Tanveer, M., Nazir, R., Jan, B. L., & Alansi, S. (2022). Tunable 2D nanomaterials; their key roles and mechanisms in water purification and monitoring. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.766743>

Feistel, R. (2003). A new extended Gibbs thermodynamic potential of seawater. *Progress in Oceanography/Progress in Oceanography*, 58(1), 43–114. [https://doi.org/10.1016/s0079-6611\(03\)00088-0](https://doi.org/10.1016/s0079-6611(03)00088-0)

Fernández-Torquemada, Y., Sánchez-Lizaso, J., & González-Correa, J. (2005). Preliminary results of the monitoring of the brine discharge produced by the SWRO desalination plant of Alicante (SE Spain). *Desalination*, 182(1–3), 395–402. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.03.023>

Filali B.M, Katteb, A., & Bessenasse, M. (2018). Modelling and design of brine outfall discharges: Case of a desalination plant in Mediterranean. *Journal of Industrial Pollution Control*, 34(1), 1862–1871. <https://www.icontrolpollution.com/articles/modelling-and-design-of-brine-outfall-dischargescase-of-a-desalination-plant-in-mediterranean.pdf>

Filali, M. B., & Bessenasse, M. (2018). Brine outfall discharges modelling and design: case of a desalination plant in Algeria. In *Advances in Science, Technology & Innovation/Advances in science, technology & innovation* (pp. 719–721). [https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4\\_213](https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_213)

Flemming, C. A., & Trevors, J. T. (1989). Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air and Soil Pollution/Water, Air & Soil Pollution*, 44(1–2), 143–158. <https://doi.org/10.1007/bf00228784>

Fofonova, V., Kärnä, T., Klingbeil, K., Androsov, A., Kuznetsov, I., Sidorenko, D., Danilov, S., Burchard, H., & Wiltshire, K. H. (2021). Plume spreading test case for coastal ocean models.

*Geoscientific Model Development*, 14(11), 6945–6975. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-6945-2021>

Gabr, Sayed. (2007). Experimental and numerical optimization of reverse osmosis desalination plant, Thesis Submitted in Partial Fulfillment of Requirements for the Ph.D. Degree in Mechanical Power Engineering. <https://www.researchgate.net/publication/233883054>

Galli, O. B. S., Fujimoto, R. Y., & Abrunhosa, F. A. (2012). Acute Toxicity of Sodium Metabisulphite in Larvae and Post-Larvae of the Land Crab, *Cardisoma guanhumi*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(2), 274–280. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0687-7>

Gheraout, D. (2020). Desalination engineering: Environmental impacts of the brine disposal and their control. *OAlib*, 07(09), 1–17. <https://doi.org/10.4236/oalib.1106777>

Gianguzza, A., Pelizzetti, E., & Sammartano, S. (2011). *Marine Chemistry: An Environmental Analytical Chemistry Approach*. Springer.

Gilani, I. E., Hosseini, H., Al-Ghouti, M. A., Saadaoui, I., & Sayadi, S. (2024). Microalgal-based Desalination Brine Remediation: Achievements, challenges, and future research trends. *Environmental Technology & Innovation*, 34, 103592. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103592>

Giwa, A., Dufour, V., Marzooqi, F. A., Kaabi, M. A., & Hasan, S. (2017). Brine management methods: Recent innovations and current status. *Desalination*, 407, 1–23. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.12.008>

Gohil, P. P., Desai, H., Kumar, A., & Kumar, R. (2023). Current status and advancement in thermal and Membrane-Based hybrid seawater desalination technologies. *Water*, 15(12), 2274. <https://doi.org/10.3390/w15122274>

GW. (2020). *global water intelligence* (No. 4412085). Media Analytics Ltd. <https://www.2030wrg.org/wp-content/uploads/2020/02/GWI-202002.pdf>

Hawkins, S. J., Evans, A. J., Dale, A., Firth, L. B., & Smith, I. P. (2018). *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, Volume 56*. CRC Press.

- Herman, P. M., Middelburg, J. J., & Heip, C. H. (2001). Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project. *Continental Shelf Research*, 21(18–19), 2055–2071. [https://doi.org/10.1016/s0278-4343\(01\)00042-5](https://doi.org/10.1016/s0278-4343(01)00042-5)
- Hoepner, T., & Lattemann, S. (2003). Chemical impacts from seawater desalination plants — a case study of the northern Red Sea. *Desalination*, 152(1–3), 133–140. [https://doi.org/10.1016/s0011-9164\(02\)01056-1](https://doi.org/10.1016/s0011-9164(02)01056-1)
- Homeostasis and toxicology of essential metals. (2011). In *Fish physiology*. <https://doi.org/10.1016/c2009-0-01969-2>
- Höpner, T., & Windelberg, J. (1997). Elements of environmental impact studies on coastal desalination plants. *Desalination*, 108(1–3), 11–18. [https://doi.org/10.1016/s0011-9164\(97\)00003-9](https://doi.org/10.1016/s0011-9164(97)00003-9)
- Hout, S., (2021). Conception et optimisation d'un système de filtration pour le prétraitement de l'eau de mer. Thèse de doctorat, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, 118 p, <https://www.sndl.cerist.dz/login.php>
- Hua, A. K. (2017). Land Use Land cover Changes in detection of Water quality: A study based on remote sensing and multivariate statistics. *Journal of Environmental and Public Health*, 2017, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2017/7515130>
- Ibrahim, H. D., & Eltahir, E. a. B. (2019). Impact of Brine Discharge from Seawater Desalination Plants on Persian/Arabian Gulf Salinity. *Journal of Environmental Engineering*, 145(12). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001604](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001604)
- IDRA. (2023). *The IDRA - Desalination & Reuse Handbook 2023-2024: Vol. 260 Pages*. Global Water Intelligence. [https://www.researchandmarkets.com/reports/5972986/the-idra-desalination-and-reuse-handbook?utm\\_source=GNE&utm\\_medium=PressRelease&utm\\_code=35cws4&utm\\_campaign=1968209+-+The+IDRA+Desalination+%26+Reuse+Handbook+2023-2024&utm\\_exec=carimspi](https://www.researchandmarkets.com/reports/5972986/the-idra-desalination-and-reuse-handbook?utm_source=GNE&utm_medium=PressRelease&utm_code=35cws4&utm_campaign=1968209+-+The+IDRA+Desalination+%26+Reuse+Handbook+2023-2024&utm_exec=carimspi)
- Jakob, A., Stucki, S., & Struis, R. P. W. J. (1996). Complete Heavy Metal Removal from Fly Ash by Heat Treatment: Influence of Chlorides on Evaporation Rates. *Environmental Science & Technology*, 30(11), 3275–3283. <https://doi.org/10.1021/es960059z>

- Jean-luc Boudenne. (2020). Utilisation des procédés membranaires pour la filtration des eaux de piscines. In *www.anses.fr*. <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2018SA0034Ra.pdf>
- Jiang, Z., Tyrrell, T., Hydes, D. J., Dai, M., & Hartman, S. E. (2014). Variability of alkalinity and the alkalinity-salinity relationship in the tropical and subtropical surface ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, 28(7), 729–742. <https://doi.org/10.1002/2013gb004678>
- Jirka, G. H. (2008). Improved discharge configurations for brine effluents from desalination plants. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(1), 116–120. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9429\(2008\)134:1\(116](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9429(2008)134:1(116)
- Johnson, C. G., & Hogg, A. J. (2013). Entraining gravity currents. *Journal of Fluid Mechanics*, 731, 477–508. <https://doi.org/10.1017/jfm.2013.329>
- Jones, E., Qadir, M., Van Vliet, M. T., Smakhtin, V., & Kang, S. (2019). The state of desalination and brine production: A global outlook. *Science of the Total Environment*, 657, 1343–1356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.076>
- Kargas, G., & Soulis, K. X. (2019). Performance evaluation of a recently developed soil water content, dielectric permittivity, and bulk electrical conductivity electromagnetic sensor. *Agricultural Water Management*, 213, 568–579. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.11.002>
- Khoo, Y. S., Oor, J. Z., Lau, W. J., & Chew, J. W. (2024). *Polyamide thin film composite membranes for water applications: Advanced Characterization Techniques*. CRC Press.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297–336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Kurita, T. (2020). Principal Component Analysis (PCA). In *Springer eBooks* (pp. 1–4). [https://doi.org/10.1007/978-3-030-03243-2\\_649-1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-03243-2_649-1)
- Lattemann, S., & El-Habr, H. N. (2009). UNEP resource and guidance manual for environmental impact assessment of desalination projects. *Desalination and Water Treatment*, 3(1–3), 217–228. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.463>

- Lattemann, S., & Höpner, T. (2008). Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. *Desalination*, 220(1–3), 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.03.009>
- Li, M., Lei, Z., Deng, H., Ouyang, X., Zhang, Y., Lu, X., Xu, G., & Zhu, J. (2023). Numerical research on the Jet-Mixing mechanism of convergent nozzle excited by a fluidic oscillator and an air tab. *Energies*, 16(3), 1412. <https://doi.org/10.3390/en16031412>
- Liri, H., Al-Kandary, D. S., & Al-Awadhi, J. M. (2022). Evaluation of seawater quality of Kuwait Bay using physio- chemical parameters. *Mağallat Al-Kuwayt Li-l- 'ulūm*. <https://doi.org/10.48129/kjs.16319>
- Ludwig, H. (2022). *Reverse osmosis Seawater desalination Volume 1: Planning, Process Design and Engineering – A Manual for Study and Practice*. Springer Nature.
- Maalouf, S. (2014). Planning and Design of Desalination Plants Effluent Systems. *Desalination*, 333, 134–145. <https://escholarship.org/content/qt60f4s0qn/qt60f4s0qn.pdf?t=nb2c01>
- Madisson, R. J., & Brunett, J. D. (1985). Overview of the Occurrences of Nitrate in Groundwater of the United States US Geological Survey, Water Supply Paper 2275 (pp. 93-105).
- Marbà, N., Díaz-Almela, E., & Duarte, C. M. (2014). Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation*, 176, 183–190. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.024>
- Marcus Svensson. (2005). *Desalination and the environment: Options and considerations for brine disposal in inland and coastal locations* (ISSN 1652-3245). Yara International and Aqualyng. [https://stud.epsilon.slu.se/12756/1/svensson\\_m\\_171019.pdf](https://stud.epsilon.slu.se/12756/1/svensson_m_171019.pdf)
- Marques, W., Fernandes, E., Monteiro, I., & Möller, O. (2009). Numerical modeling of the Patos Lagoon coastal plume, Brazil. *Continental Shelf Research*, 29(3), 556–571. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.09.022>
- Mathunjwa, J. S., & Hogg, A. J. (2006). Stability of gravity currents generated by finite-volume releases. *Journal of Fluid Mechanics*, 562, 261. <https://doi.org/10.1017/s002211200600108x>

Maurel, A. (1993). *Techniques séparatives à membranes. Osmose inverse, nanofiltration, ultrafiltration, microfiltration tangentielle: Considérations théoriques*. <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=16734638>

Maurel, A. (2006). *Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres et autres procédés non conventionnels d'approvisionnement en eau douce*. Tec & Doc Lavoisier.

Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>

Mickley, M.C. (2006). *Membrane Concentrate Disposal: Practices and Regulation*. Desal. Water Purif. Res. Develop. Program, 123(69): 298.

Millero, F. J. (2016). *Chemical oceanography*. CRC Press.

Missimer, T. M., Jones, B., & Maliva, R. G. (2015). Intakes and outfalls for seawater Reverse-Osmosis desalination facilities. In *Environmental science and engineering*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-13203-7>

MixZon. (2016). *Wastewater disposal systems, mixing zone water quality management, & outfall design*. <https://mixzoninc.blogspot.com/>

Mohamed, A., Maraqa, M., & Handhaly, J. A. (2005). Impact of land disposal of reject brine from desalination plants on soil and groundwater. *Desalination*, 182(1–3), 411–433. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.035>

Mohammed, T., & Al-Amin, A. Q. (2018). Climate change and water resources in Algeria: vulnerability, impact and adaptation strategy. *Economic and Environmental Studies*, 18(45), 411–429. <https://doi.org/10.25167/ees.2018.45.23>

Moon, J., Lee, K., Lim, W., Lee, E., Dai, M., Choi, Y., Han, I., Shin, K., Kim, J., & Chae, J. (2020). Anthropogenic nitrogen is changing the East China and Yellow seas from being N deficient to being P deficient. *Limnology and Oceanography/the  $\alpha$ L & O on Cd-rom*, 66(3), 914–924. <https://doi.org/10.1002/lno.11651>

Morelissen, R., Van Der Kaaij, T., & Bleninger, T. (2013). Dynamic coupling of near field and far field models for simulating effluent discharges. *Water Science & Technology*, 67(10), 2210–2220. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.081>

Muataz, A. A. (2023). *CALM TALK 148 | FUTURE OF DESALINATION IN GCC COUNTRIES*. <https://calm.dhu.edu.cn/2023/0518/c8961a324992/page.htm>

Ncube, R., & Inambao, F.L. (2019). Sea Water Reverse Osmosis Desalination: Energy and Economic Analysis. *Int. J. Mech. Eng. Technol*, 10(12), 716–731. [https://iaeme.com/MasterAdmin/Journal\\_uploads/IJMET/VOLUME\\_10\\_ISSUE\\_12/IJMET\\_10\\_12\\_061.pdf](https://iaeme.com/MasterAdmin/Journal_uploads/IJMET/VOLUME_10_ISSUE_12/IJMET_10_12_061.pdf)

Muftah El-Naas. (2011). Reject brine management. In *InTech eBooks*. <https://doi.org/10.5772/13706>

Niklitschek, E. J., & Secor, D. H. (2009). Dissolved oxygen, temperature and salinity effects on the ecophysiology and survival of juvenile Atlantic sturgeon in estuarine waters: I. Laboratory results. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 381, S150–S160. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.07.018>

Nowrouzi, I., Manshad, A. K., & Mohammadi, A. H. (2018). Effects of dissolved binary ionic compounds and different densities of brine on interfacial tension (IFT), wettability alteration, and contact angle in smart water and carbonated smart water injection processes in carbonate oil reservoirs. *Journal of Molecular Liquids*, 254, 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.12.144>

Obotey Ezugbe, E. and S. J. M. Rathilal (2020). "Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review." 10. <https://doi.org/10.3390/membranes10050089>

Omerspahic, M., Al-Jabri, H., Siddiqui, S. A., & Saadaoui, I. (2022). Characteristics of desalination brine and its impacts on marine chemistry and health, with emphasis on the Persian/Arabian Gulf: a review. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.845113>

Onabule, O. A., Mitchell, S. B., & Couceiro, F. (2020). The effects of freshwater flow and salinity on turbidity and dissolved oxygen in a shallow Macrotidal estuary: A case study of

- Portsmouth Harbour. *Ocean & Coastal Management*, 191, 105179.  
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105179>
- Osborne, E., Hu, X., Hall, E. R., Yates, K., Vreeland-Dawson, J., Shamberger, K., Barbero, L., Hernandez-Ayon, J. M., Gomez, F. A., Hicks, T., Xu, Y., McCutcheon, M. R., Acquafredda, M., Chapa-Balcorta, C., Norzagaray, O., Pierrot, D., Munoz-Caravaca, A., Dobson, K. L., Williams, N., . . . Dash, P. (2022). Ocean acidification in the Gulf of Mexico: Drivers, impacts, and unknowns. *Progress in Oceanography/Progress in Oceanography*, 209, 102882.  
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2022.102882>
- Palomar, P., Lara, J., Losada, I., Rodrigo, M., & Álvarez, A. (2012). Near field brine discharge modelling part 1: Analysis of commercial tools. *Desalination*, 290, 14–27.  
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.037>
- Panagopoulos, A., & Haralambous, K. (2020). Environmental impacts of desalination and brine treatment - Challenges and mitigation measures. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111773.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111773>
- Panagopoulos, A., Haralambous, K., & Loizidou, M. (2019). Desalination brine disposal methods and treatment technologies - A review. *Science of the Total Environment*, 693, 133545.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.351>
- Pergent-Martini, C., Pergent, G., Monnier, B., Boudouresque, C., Mori, C., & Valette-Sansevin, A. (2021). Contribution of Posidonia oceanica meadows in the context of climate change mitigation in the Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, 165, 105236.  
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105236>
- Peters, T., & Pintó, D. (2008). Seawater intake and pre-treatment/brine discharge — environmental issues. *Desalination*, 221(1–3), 576–584.  
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.04.066>
- PNUE. (2001). *Dessalement de l'eau de mer dans les pays méditerranéens: évaluation des impacts sur l'environnement et lignes directrices proposées pour la gestion de la saumure*.  
[https://www.pseau.org/outils/ouvrages/pnue\\_dessalement\\_eau\\_de\\_mer\\_pays\\_mediterraneens.pdf](https://www.pseau.org/outils/ouvrages/pnue_dessalement_eau_de_mer_pays_mediterraneens.pdf)

Powers, L. C., Conway, A., Mitchelmore, C. L., Fleischacker, S. J., Harir, M., Westerman, D. C., Croué, J. P., Schmitt-Kopplin, P., Richardson, S. D., & Gonsior, M. (2020). Tracking the formation of new brominated disinfection by-products during the seawater desalination process. *Environmental Science. Water Research & Technology*, 6(9), 2521–2541. <https://doi.org/10.1039/d0ew00426j>

Qasim, M., Badrelzaman, M., Darwish, N. N., Darwish, N. A., & Hilal, N. (2019). Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review. *Desalination*, 459, 59–104. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.02.008>

Reddy, K. R., Kandou, V., Havrelock, R., El-Khattabi, A. R., Cordova, T., Wilson, M. D., Nelson, B., & Trujillo, C. (2023). Reuse of treated wastewater: drivers, regulations, technologies, case studies, and Greater Chicago area experiences. *Sustainability*, 15(9), 7495. <https://doi.org/10.3390/su15097495>

Roberts, D. A., Johnston, E. L., & Knott, N. A. (2010). Impacts of desalination plant discharges on the marine environment: A Critical review of published studies. *Water Research*, Volume 44(Issue 18), 5117–5128. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.036>

Ruan, G., Wang, M., An, Z., Xu, G., Ge, Y., & Zhao, H. (2021). Progress and perspectives of desalination in China. *Membranes*, 11(3), 206. <https://doi.org/10.3390/membranes11030206>

Saeed, M. O., Mohamed Ershath, M. I., & Barnawi, A. M. (2022). Assessing the toxic effects of brine discharge from the world's largest desalination plant, Gulf Coast of Saudi Arabia. *Rasayely*, 1, 3–11. <https://rasayely-journals.com/index.php/msi>

Saeed, S., Deb, N., Bacha, S., & Warren, C. (2016). Toxicity of Chlorine to Five Marine Species from Various Trophic Levels of Qatari Waters. *Qatar Foundation Annual Research Conference Proceedings Volume 2016 Issue 1*. <https://doi.org/10.5339/qfarc.2016.eepp3226>

Salgueiro, D. V., De Pablo, H., Nevesa, R., & Mateus, M. (2015). *Modelling the thermal effluent of a near coast power plant (Sines, Portugal)*. Redalyc.org. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=388343047008>

Salinas-Rodríguez, S. G., Schippers, J. C., Amy, G. L., Kim, I. S., & Kennedy, M. D. (2021). Seawater reverse osmosis desalination: assessment and pre-treatment of fouling and scaling. In *IWA Publishing eBooks*. <https://doi.org/10.2166/9781780409863>

Sirota, R., Winters, G., Levy, O., Marques, J., Paytan, A., Silverman, J., Sisma-Ventura, G., Rahav, E., Antler, G., & Bar-Zeev, E. (2024). Impacts of desalination brine discharge on benthic ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 58(13), 5631–5645. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c07748>

Soetaert, K., Hofmann, A. F., Middelburg, J. J., Meysman, F. J., & Greenwood, J. (2007). The effect of biogeochemical processes on pH. *Marine Chemistry*, 105(1–2), 30–51. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.12.012>

Sola, I., Zarzo, D., Carratalá, A., Fernández-Torquemada, Y., De-La-Ossa-Carretero, J. A., Del-Pilar-Ruso, Y., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2020). Review of the management of brine discharges in Spain. *Ocean & Coastal Management*, 196, 105301. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105301>

Spiritos, E., & Lipchin, C. (2013). Desalination in Israel. In *Global issues in water policy* (pp. 101–123). [https://doi.org/10.1007/978-94-007-5911-4\\_7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-5911-4_7)

Steiner, O. S., Forrest, A. L., McInerney, J. B. T., Castro, B. F., Lavanchy, S., Wüest, A., & Bouffard, D. (2023). Spatial variability of turbulent mixing from an underwater glider in a large, deep, stratified lake. *Journal of Geophysical Research. Oceans*, 128(6). <https://doi.org/10.1029/2022jc018913>

Tayyeban, E., Deymi-Dashtebayaz, M., & Dadpour, D. (2022). Multi objective optimization of MSF and MSF-TVC desalination systems with using the surplus low-pressure steam (an energy, exergy and economic analysis). *Computers & Chemical Engineering*, 160, 107708. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2022.107708>

UNEP/DEPI. (2023). *Sixième Réunion du Comité consultatif scientifique et technique au Protocole relatif à la Pollution provenant des substances telluriques et des activités terrestres dans la grande région Caraïbes*. Virtuel, du 1<sup>e</sup> février 2023 au 3<sup>e</sup> février 2023. [https://gefcrew.org/carrcu/LBS%20COP6/UNEP\(DEPI\)CAR%20WG.44INF.17\\_FR%20N%20P%20Criteres%20and%20Standards%20May%2015,%202023\(FR\).pdf](https://gefcrew.org/carrcu/LBS%20COP6/UNEP(DEPI)CAR%20WG.44INF.17_FR%20N%20P%20Criteres%20and%20Standards%20May%2015,%202023(FR).pdf)

UNEP/MAP. (2002). *Dessalement de l'eau de mer en Méditerranée évaluation et lignes directrices*. MAP Technical Reports Series No. 139, Athens.

UNEP/ROWA. (2008). *Desalination Resource and Guidance Manual for Environmental Impact Assessments*. United Nations Environment Programme, Regional Office for West Asia, Manama, and World Health Organization, Regional Office for the Eastern Mediterranean, Cairo. <https://tonga-data.sprep.org/system/files/DesalRG%20%281%29.pdf>

Velasco, J., Gutiérrez-Cánovas, C., Botella-Cruz, M., Sánchez-Fernández, D., Arribas, P., Carbonell, J. A., Millán, A., & Pallarés, S. (2018). Effects of salinity changes on aquatic organisms in a multiple stressor context. *Philosophical Transactions - Royal Society. Biological Sciences*, 374(1764), 20180011. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0011>

Venkatram, A., & Du, S. (2015). TURBULENCE & MIXING | Turbulent Diffusion. In *Elsevier eBooks* (pp. 277–286). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-382225-3.00441-2>

Waldman, S., Bastón, S., Nimalidinne, R., Chatzirodou, A., Venugopal, V., & Side, J. (2017). Implementation of tidal turbines in MIKE 3 and Delft3D models of Pentland Firth & Orkney Waters. *Ocean & Coastal Management*, 147, 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.04.015>

Warsinger, D. M., Mistry, K. H., Nayar, K. G., Chung, H. W., & Lienhard, J. H. (2015). Entropy generation of desalination powered by variable temperature waste heat. *Entropy*, 17(11), 7530–7566. <https://doi.org/10.3390/e17117530>

Washington, A. C., DC. (2023, April 12). *The costs and benefits of water desalination in the Gulf*. Arab Center Washington DC. <https://arabcenterdc.org/resource/the-costs-and-benefits-of-water-desalination-in-the-gulf/>

Water reuse in the Middle East and North Africa: a sourcebook. (2022). In *International Water Management Institute (IWMI). eBooks*. <https://doi.org/10.5337/2022.225>

Wilf, M. Membrane-Based Desalination Processes: Challenges and Solutions (2015). Mineral Scales and Deposits, 477–497. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63228-9.00018-8>

Wilson, L. G., Olson, K. L., Wallace, M. G., & Osborn, M. D. (1986). *Inventory of sources of available saline waters for microalgae mass culture in the state of Arizona*. <https://doi.org/10.2172/1068595>

Xevgenos, D., Marcou, M., Louca, V., Avramidi, E., Ioannou, G., Argyrou, M., Stavrou, P., Mortou, M., & Küpper, F. (2021). Aspects of environmental impacts of seawater desalination: Cyprus as a case study. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 211, 15–30. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26916>

Xevgenos, D., Moustakas, K., Malamis, D., & Loizidou, M. (2014). An overview on desalination & sustainability: renewable energy-driven desalination and brine management. *Desalination and Water Treatment*, 57(5), 2304–2314. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.984927>

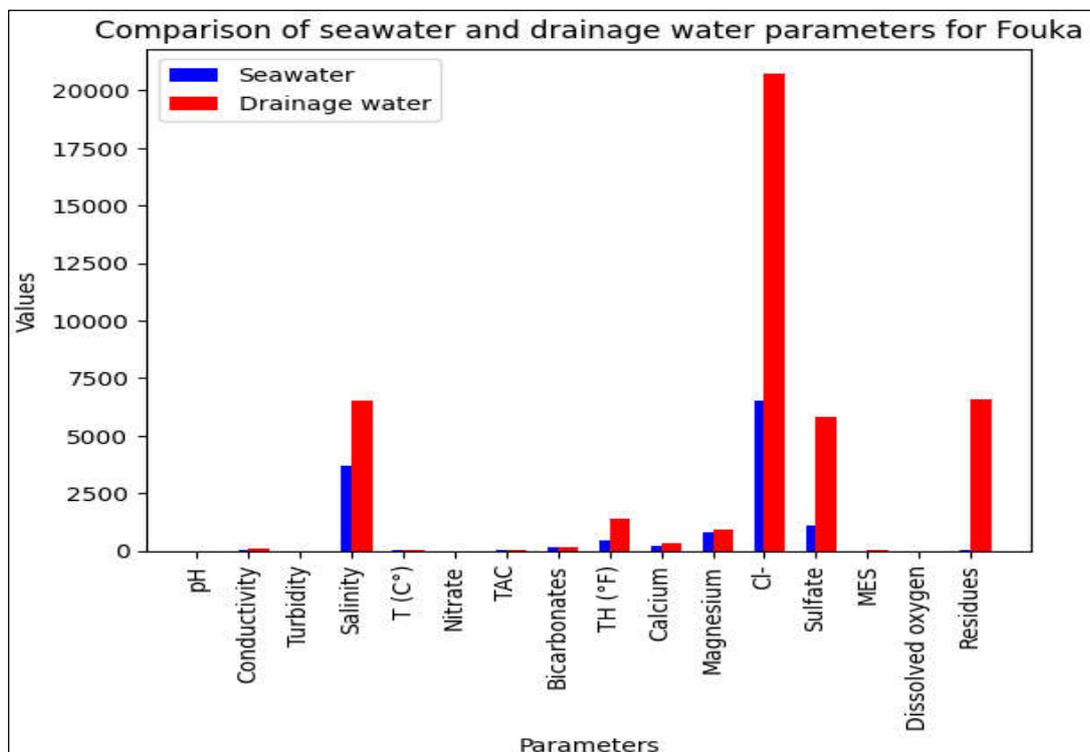
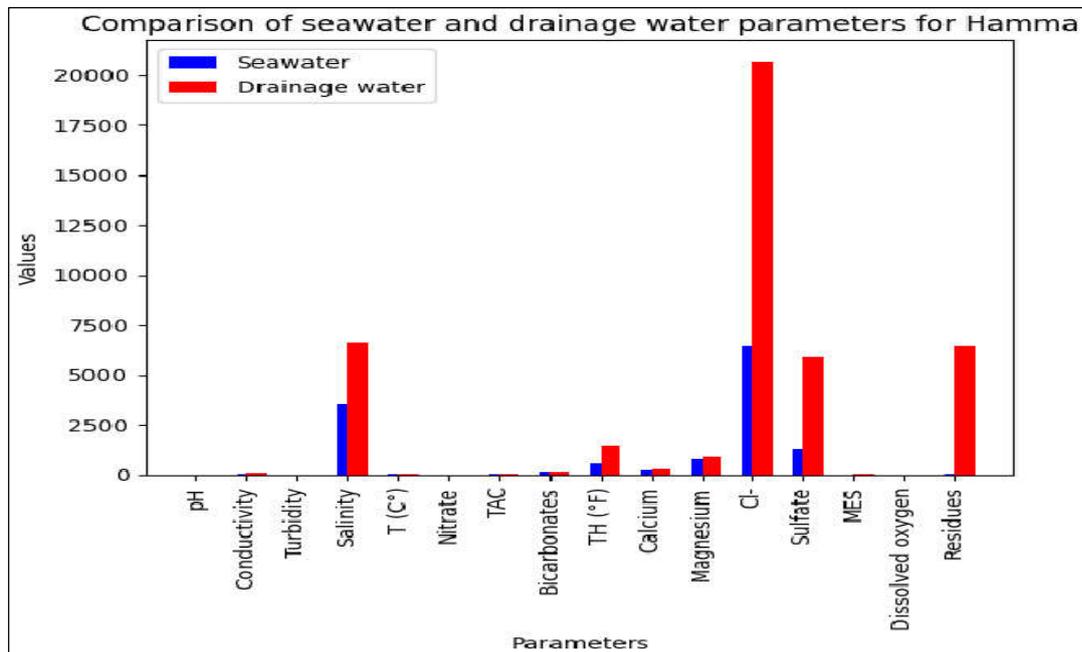
Yee, R., Musgrave, R., Fine, E., Nash, J., St Laurent, L., & Pickart, R. (2024). Turbulent diffusivity profiles on the shelf and slope at the southern edge of the Canada Basin. *Journal of Geophysical Research. Oceans*, 129(3). <https://doi.org/10.1029/2023jc019932>

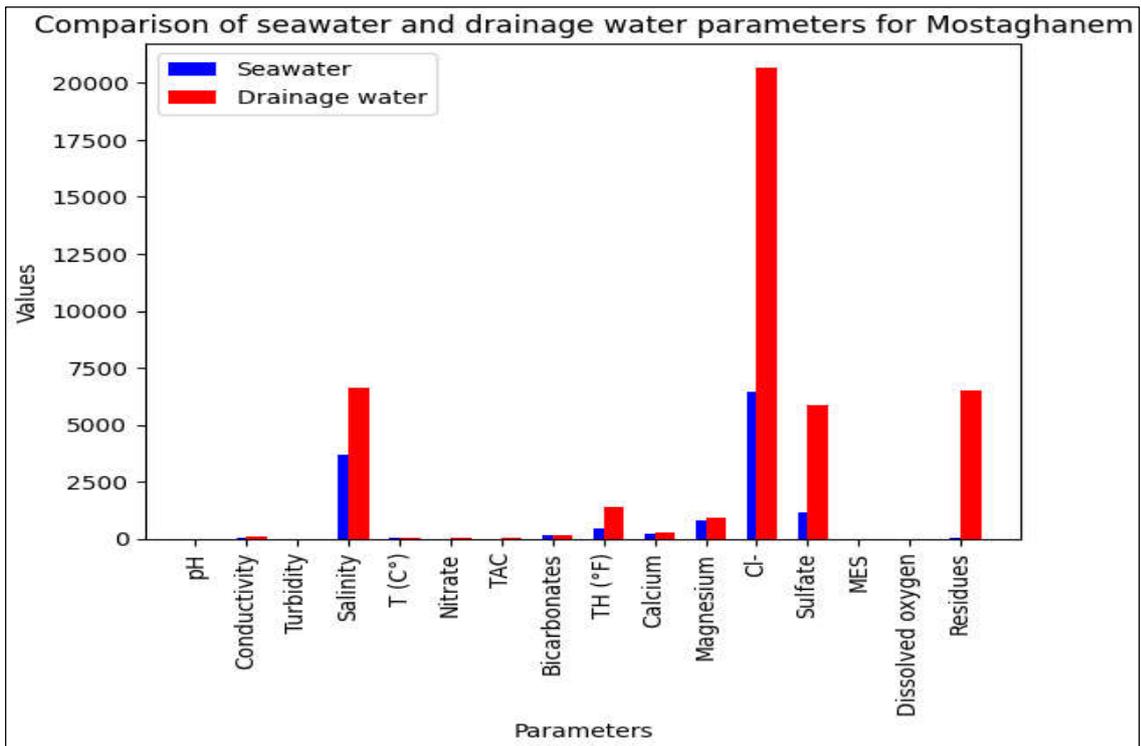
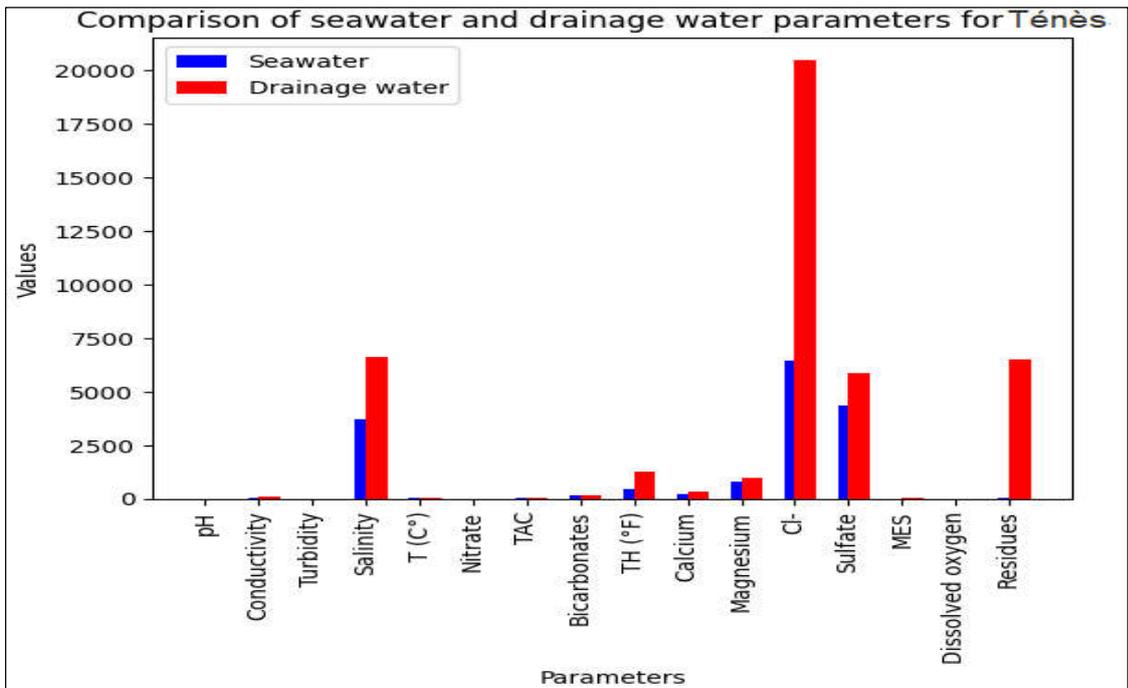
Zhu, Z., Peng, D., & Wang, H. (2018). Seawater desalination in China: an overview. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 9(2), 115–132. <https://doi.org/10.2166/wrd.2018.034>

# **Annexes**

# Annexes

## ANNEXE N°1 : Paramètres physico-chimiques des eaux de mer et de la saumure





## ANNEXE № 2

### Tableaux de corrélation

Variables	pH	CE	turbidité	Salinité (TDS)	T (°C)	Nitrate	TAC	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	TH (°F)	Calcium Ca <sup>2+</sup>	Mg	Cl <sup>-</sup>	Sulfate SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	MES
pH	1	-0,008	0,026	-0,719	0,230	-0,810	0,194	-0,358	-0,004	-0,124	0,207	0,148	-0,176	0,640
CE	-0,008	1	-0,950	0,650	-0,975	-0,112	0,852	0,542	0,967	-0,867	-0,843	0,964	-0,232	0,078
turbidité	0,026	-0,950	1	0,079	0,979	0,083	-0,836	-0,530	-0,972	0,876	0,834	-0,956	0,206	-0,047
Salinité (TDS)	-0,719	0,650	0,079	1	0,059	0,960	-0,570	-0,326	0,067	-0,141	0,290	-0,364	0,809	-0,993
T (°C)	0,230	-0,975	0,979	0,059	1	-0,075	-0,782	-0,601	-0,944	0,821	0,862	-0,904	0,179	0,073
Nitrate	-0,810	-0,112	0,083	0,960	-0,075	1	-0,537	-0,212	0,036	-0,073	0,220	-0,358	0,720	-0,967
TAC	0,194	0,852	-0,836	-0,570	-0,782	-0,537	1	0,759	0,700	-0,532	-0,919	0,956	-0,697	0,565
Bicar HCO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	-0,358	0,542	-0,530	-0,326	-0,601	-0,212	0,759	1	0,328	-0,057	-0,908	0,631	-0,792	0,398
TH (°F)	-0,004	0,967	-0,972	0,067	-0,944	0,036	0,700	0,328	1	-0,962	-0,687	0,878	0,019	-0,118
Calcium Ca <sup>2+</sup>	-0,124	-0,867	0,876	-0,141	0,821	-0,073	-0,532	-0,057	-0,962	1	0,465	-0,754	-0,235	0,216
Magnésium	0,207	-0,843	0,834	0,290	0,862	0,220	-0,919	-0,908	-0,687	0,465	1	-0,889	0,638	-0,319
Cl <sup>-</sup>	0,148	0,964	-0,956	-0,364	-0,904	-0,358	0,956	0,631	0,878	-0,754	-0,889	1	-0,456	0,338
Sulfate SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,176	-0,232	0,206	0,809	0,179	0,720	-0,697	-0,792	0,019	-0,235	0,638	-0,456	1	-0,863
MES	0,640	0,078	-0,047	-0,993	0,073	-0,967	0,565	0,398	-0,118	0,216	-0,319	0,338	-0,863	1
O <sub>2</sub> dessous	0,039	-0,578	0,558	0,597	0,564	0,506	-0,880	-0,947	-0,350	0,104	0,901	-0,726	0,908	-0,646
Résidus	0,071	-0,079	0,105	-0,723	0,101	-0,620	0,428	0,690	-0,331	0,538	-0,415	0,147	-0,945	0,799

# ANNEXE №3

## CORMIX Simulation Data Input

Project Pages Pre-Processing Tools Run Output Data Reports Post-Processing/Advanced Help

Load Clear Save Save As Print lbs/kg SI-Units CorSpy Validate & Run FC Tree CorVue CorJet FFL CorSens User Manual CorHelp

Project Effluent Ambient **Discharge** Mixing Zone Output Processing

Discharge Page

Discharge Geometry Data

DHydro Brine Discharge

Brine Discharge Geometry

Single Port **Multiport** Surface

Submerged Multiport Brine Discharge

Configuration of Ports or Nozzles  
Note: Risers do not exist for simple diffuser!

Single Two per Riser Several per Riser

A single port per riser OR individual holes in diffuser pipe.

Orientation of Ports or Nozzles

Unidirectional Alternating

Angles (degrees)

Vertical - THETA: 60

Horizontal - SIGMA: 0

Relative Orientation - BETA: 90

Nozzle Direction: Same-Direction

Shoreline Location: left

Diffuser length: 100 m

Dist. to 1st endpoint: 500 m

Dist. to 2nd endpoint: 600 m

Port Height: 2 m

Port Diameter: 0.1 m

Contraction Ratio: 1

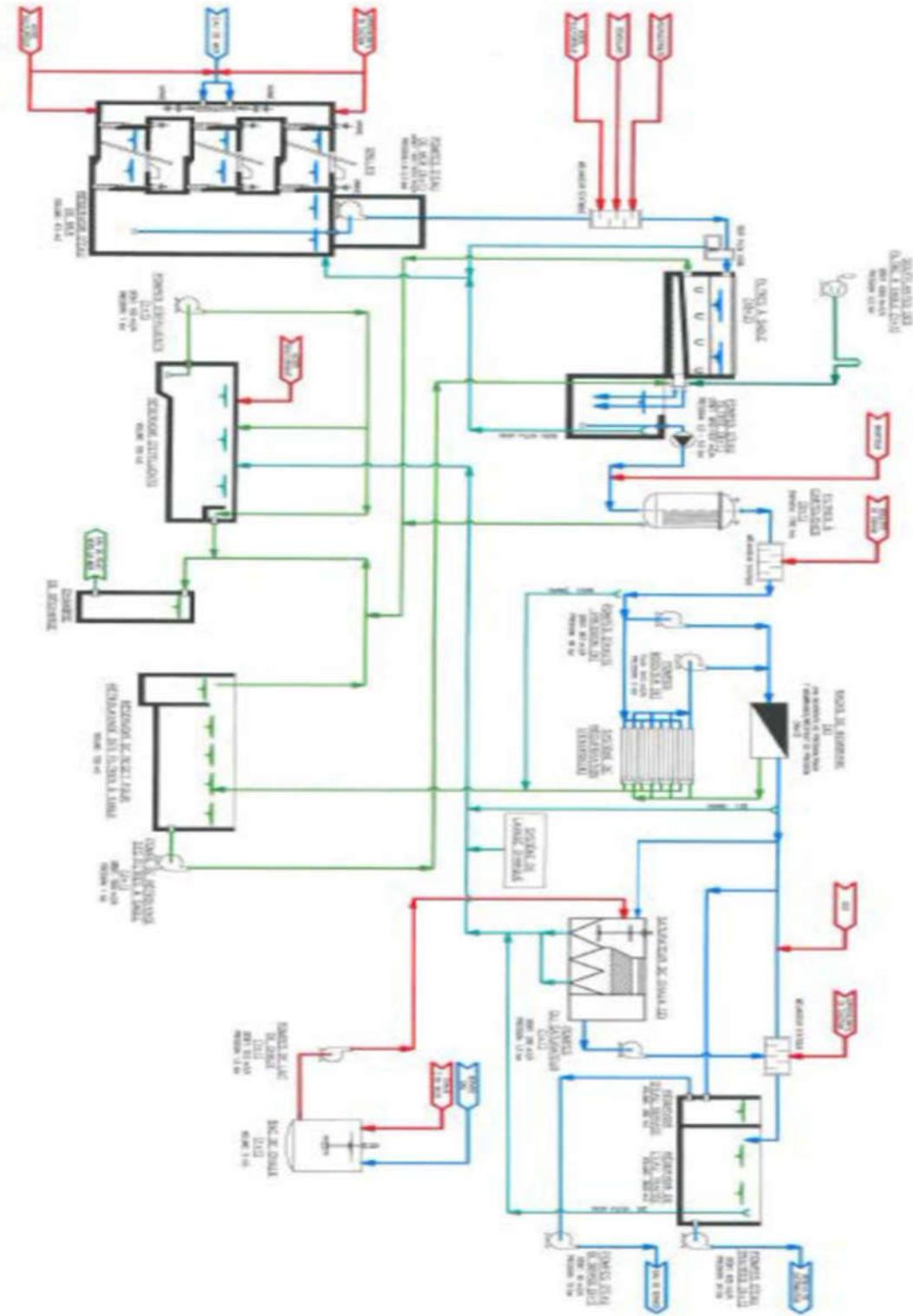
Total # of Openings: 40

Alignment Ang GAMMA: 90 degrees

Both from shore

ANNEXE :N°4

Station de dessalement de Fouka en détail.



ANNEXE №5

Simulation Data Input

PROJECT LEGEND		
Project File Name: _____		Design Case: _____
Site Name: _____		Prepared By: _____ Date: _____
EFFLUENT DATA		
<input type="checkbox"/> Non-Fresh Water Effluent Density		<input type="checkbox"/> Fresh Water Effluent Density
Density $\rho_c$ : _____ kg/m <sup>3</sup>	<input type="checkbox"/> Temperature $T_c$ : _____ °C	<input type="checkbox"/> Density $\rho_c$ : _____ kg/m <sup>3</sup>
Discharge Excess Concentration: _____	<input type="checkbox"/> Effluent Flowrate $Q_D$ : _____ m <sup>3</sup> /s	<input type="checkbox"/> Effluent Velocity $U_D$ : _____ m/s
Pollutant Types		
<input type="checkbox"/> Conservative		<input type="checkbox"/> Non Conservative: _____ /day
<input type="checkbox"/> Brine		<input type="checkbox"/> Heated – Heat Loss Coefficient: _____ W/m <sup>2</sup> /°C
<input type="checkbox"/> Sediment: Chunks: _____ % Sand: _____ % Coarse Silt: _____ % Fine Silt: _____ % Clay: _____ %		Total Sediment Concentration: _____ kg/m <sup>3</sup>
AMBIENT GEOMETRY / FLOW FIELD DATA		
Average Depth $H_a$ : _____ m	<input type="checkbox"/> Unbounded	<input type="checkbox"/> Bounded: Width BS: _____ m
Depth at Discharge $H_c$ : _____ m	Appearance: <input type="checkbox"/> Uniform <input type="checkbox"/> Slight Meander <input type="checkbox"/> Highly Irregular	
<input type="checkbox"/> Steady		<input type="checkbox"/> Unsteady
<input type="checkbox"/> Ambient Flowrate $Q_a$ : _____ m <sup>3</sup> /s	Period _____ hr Max Velocity $U_m$ : _____ m/s	Tidal Velocity at this Time $U_t$ : _____ m/s
<input type="checkbox"/> Ambient Velocity $U_a$ : _____ m/s	<input type="checkbox"/> At Time: _____ hr Before Slack	<input type="checkbox"/> At Slack – $\Delta$ Time: _____ hr <input type="checkbox"/> At Time: _____ hr After Slack
<input type="checkbox"/> Single Slope		<input type="checkbox"/> Near & Far Slope
Slope S: _____ %	<input type="checkbox"/> Near Shore Slope $S_1$ : _____ %	<input type="checkbox"/> Far Slope $S_2$ : _____ %
Near Shore Velocity: _____ m/s	<input type="checkbox"/> Near Shore Velocity $U_{s1}$ : _____ m/s	<input type="checkbox"/> Far Shore Velocity $U_{s2}$ : _____ m/s
Near Shore Darcy-Weisbach f: _____	<input type="checkbox"/> Near Shore Darcy-Weisbach $f_c$ : _____	<input type="checkbox"/> Far Shore Darcy-Weisbach $f_c$ : _____
<input type="checkbox"/> Manning's n: _____		<input type="checkbox"/> Breakpoint: _____ m
<input type="checkbox"/> Wind Speed: _____ m/s		
AMBIENT DENSITY DATA		
Water Body: <input type="checkbox"/> Fresh Water <input type="checkbox"/> Non-Fresh Water		
<input type="checkbox"/> Uniform	Fresh: <input type="checkbox"/> Temperature: _____ °C <input type="checkbox"/> Density $\rho_c$ : _____ kg/m <sup>3</sup>	Non-Fresh: Density $\rho_c$ : _____ kg/m <sup>3</sup>
<input type="checkbox"/> Stratified	<input type="checkbox"/> Type A <input type="checkbox"/> Type B: Pycnocline Height: _____ m	<input type="checkbox"/> Type C: Pycnocline Height: _____ m Jump: _____ kg/m <sup>3</sup> /°C
	Density $\rho_c$ : At Surface $\rho_{s1}$ : _____ kg/m <sup>3</sup> /°C	At Bottom $\rho_{b1}$ : _____ kg/m <sup>3</sup> /°C
<input type="checkbox"/> Brine & Sediment Only	Level 1 Density $\rho_1$ : _____ kg/m <sup>3</sup> Sub 1: _____ m	Level 2 Density $\rho_2$ : _____ kg/m <sup>3</sup> Sub 2: _____ m
DISCHARGE GEOMETRY DATA		
<b>CORMIX 1 – Single Port</b>	<b>CORMIX 2 – Multiport</b>	<b>CORMIX 3 – Surface Discharge</b>
Nearest Bank: <input type="checkbox"/> Left <input type="checkbox"/> Right	Nearest Bank: <input type="checkbox"/> Left <input type="checkbox"/> Right	Discharge Located: <input type="checkbox"/> Left <input type="checkbox"/> Right
Dist. to Nearest Bank: _____ m	<input type="checkbox"/> Unidirectional <input type="checkbox"/> Staged <input type="checkbox"/> Altern./ Vert.	Horiz. Angle $\alpha$ : _____ °
Vert. Angle $\theta_s$ : _____ °; Horiz. Angle $\alpha_s$ : _____ °	N <sup>o</sup> of openings: _____; Diffuser Length: _____ m	Local Depth at Discharge Outlet: _____ m
<input type="checkbox"/> Port Diameter $D_p$ : _____ m	Dist. to 1 <sup>st</sup> end-point $YB_1$ : _____ m	<input type="checkbox"/> Flush <input type="checkbox"/> Co-flowing
<input type="checkbox"/> Port Area $A_s$ : _____ m <sup>2</sup>	Dist. to 2 <sup>nd</sup> far end-point $YB_2$ : _____ m	<input type="checkbox"/> Protruding: Distance from Bank: _____ m
<b>Submerged</b>	Port Height $h_c$ : _____ m; Port Diameter $D_c$ : _____ m	<b>Discharge Outlet</b>
Port Height above Bottom $h_c$ : _____ m	Contraction Ratio: _____	<input type="checkbox"/> Channel: Width: _____ m; Depth $b_p$ : _____ m
<b>Above Surface</b>	<b>Angles (degrees)</b>	<input type="checkbox"/> Pipe: Diameter $D_c$ : _____ m
Port Height above Surface _____ m	Vert. Angle $\theta$ : _____ °; Horiz. Angle $\alpha$ : _____ °	Bottom Invert Depth: _____ m
<input type="checkbox"/> Jet-like <input type="checkbox"/> Spray <input type="checkbox"/> Area	Align. Angle $\gamma$ : _____ °; Relat. Orient. Angle $\beta$ : _____ °	Local Bottom Slope at Chanel Entry: _____ °
Deflector Plate: <input type="checkbox"/> With or <input type="checkbox"/> Without	Nozzle Direction: <input type="checkbox"/> Same or <input type="checkbox"/> Fanned Out	
MIXING ZONE DATA		
<input type="checkbox"/> Non-Toxic Effluent		<input type="checkbox"/> Toxic Effluent
<input type="checkbox"/> WQ Standard: _____	<input type="checkbox"/> No WQ Standard	CMC: _____ CCC: _____
<input type="checkbox"/> Mixing Zone Specified		<input type="checkbox"/> No Mixing Zone Specified
<input type="checkbox"/> Trajectory: _____ m	<input type="checkbox"/> Downstream Distance: _____ m	<input type="checkbox"/> Width: _____ % / m <input type="checkbox"/> Area: _____ %
Region of Interest: _____ m	Grid Intervals for Display: _____	