

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

Université Mohamed Khider – Biskra

Faculté des Sciences et de la
technologie

Département : Génie Civil et

Hydraulique

Laboratoire de Recherche en
Hydraulique
Souterraine et de Surface
(LARHSS)



جامعة محمد خيضر بسكرة

كلية العلوم و التكنولوجيا

قسم

الري و مدنية الهندسة

Thèse présentée en vue de l'obtention
Du diplôme de
Doctorat en sciences en : Hydraulique
Spécialité : Hydraulique

**IMPACTS DES REJETS DES STATIONS DE DESSALEMENT SUR LE MILIEU
RECEPTEUR**

Présentée par :

Mourad AMITOUCHE

Soutenue publiquement le/... /2016

Devant le jury composé de :

Mr. Ahmed OUAMANE	Professeur	Président	Université de Biskra
Mr. Boualem REMINI	Professeur	Rapporteur	Université de Blida
Mr. Larbi HOUICHI	Professeur	Examineur	Université de Batna
Mr. Mahmoud DEBABACHE	Professeur	Examineur	Université de Biskra
Mr. Abderrahmane BOUDOUKHA	Professeur	Examineur	Université de Batna

DÉDICACES

Je dédie ce Travail

A l'âme de ma mère

A mon cher père

A ma femme et mes enfants (Ayoub et Rabah)

A mes frères

A mes sœurs

A mes nièces

A mes neveux

A toute la famille

Remerciements

Je remercie le directeur de thèse le Professeur BOUALLEM REMINI d'avoir accepté m'encadrer le long de l'élaboration de ce travail et qui m'a accordé sa confiance pour mener à bien cette thèse et qui m'a beaucoup apporté au cours de ma recherche tant par ses qualités scientifiques qu'humaines et également pour son soutien durant chaque étape importante de ce travail.

Je tiens à remercier vivement Monsieur A.OUAMANE, Professeur à l'Université de Biskra, d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Je suis très reconnaissant de l'honneur que m'a fait Monsieur M.DEBABACHE, Professeur à l'Université de Biskra, en acceptant la tâche d'évaluer en qualité d'examineur les travaux présentés dans ce mémoire.

Je tiens, également, à remercier Monsieur L.HOUICHI, Professeur à l'Université de Batna, pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Je remercie Monsieur A.BOUDOUKHA, Professeur à l'université de Batna pour avoir accepté de prendre part au jury.

Par ailleurs, j'aimerais remercier vivement tous les enseignants qui ont contribué à ma formation

Enfin, mes remerciements vont à tous mes amis et collègues du Département de Génie de l'Environnement de la Faculté des Sciences de l'Ingénieur (FSI) à l'Université de Boumerdes (UMBB).

ملخص

بعد تحلية مياه البحر، محطات التحلية تنتج من الجهة المقابلة المحلول الملحي الذي بدوره يحتوي على أملاح مختلفة، معادن ثقيلة ومركبات عضوية هذا المحلول ملوحتة مرتين أكبر (بين 50 و 80 غ/ل) من الملوحة العادية لماء البحر (35 غ/ل بالنسبة للبحر الأبيض المتوسط).

حالياً صرف (رمي) هذا المحلول الملحي يتم تخفيفه بسرعة في الماء البحر وليس له تأثيرات خطيرة على البيئة. لكن بالمقابل صرف هذا المحلول بكمية كبيرة على المدى البعيد يمكن أن يعطي عدم توازن في المكونات الكيميائية لماء البحر وتأثيرات خطيرة على الوسط البحري والحياة البحرية فيما يخص نباتات أو حيوانات أعماق البحر.

ارتفاع الملوحة بإمكانه أن يحول الوسط البحري إلى الصحراء بدون حياة مما قد يؤدي إلى زوال المدن والنشاطات البحرية المحلية.

الهدف من عملنا هذا هو دراسة وتحسين تسيير النفايات السائلة لتحلية مياه البحر (المحلول الملحي) من أجل التخفيف من التأثيرات السلبية لمحطات التحلية على البيئة، في البداية قمنا بإعطاء صورة شاملة حول أساليب التحلية الموجودة والمطبقة وكذلك تطور وقدرات التحلية في العالم وفي الجزائر وكذلك مختلف النفايات السائلة تم التطرق لها في هذا الجزء، الجزء الثاني يعطي مكونات وتأثيرات هذه النفايات على الوسط البحري حسب البحوث المنجزة والمنشورة عالمياً مع سلسلة من التحاليل الكيميائية، الفيزيائية والبكتريولوجية لماء البحر وللمحلول الملحي لمحطة كاب جنات. الجزء الثالث يشرح مختلف الطرق والتقنيات لتثمين وتسيير المحلول الملحي الناتج عن تحلية مياه البحر مع تطبيقها على محطة دراستنا. ثم عرض ملخص دقيق حول التصميم الرياضي (modélisation) لانتشار الصرف (مياه الصرف) في الوسط البحري والتمثيل بالبرنامج الإلكتروني (logiciel) CORMIX9.0GT (المسوق من طرف شركة MixZon) (رخصة رقم: 75183932) على عدة سيناريوهات لمحة كاب جنات (CDJ) (بومرداس) التي تصرف تدفق كبير من المحلول الملحي ويقدر بحوالي 124765 م³/يوم.

ونختم بخلاصات وتوصيات.

الكلمات المفتاحية:

تحلية المياه، المحلول الملحي، الصرف، البحر، التأثيرات، تسيير، Cormix، الجزائر.

RESUME

Après dessalement de l'eau de mer, les usines génèrent de la **saumure** contenant divers sels, métaux lourds et composés organiques. Cette saumure est deux fois plus salée (entre 50 et 80 g/l) que l'eau de mer habituelle (35 g /l en mer Méditerranée).

Actuellement, les rejets de saumure se diluent rapidement dans l'eau de mer et ne présentent pas de graves conséquences sur l'environnement. Cependant, ce rejet de saumure en grande quantité, peut entraîner à long terme, un déséquilibre dans la composition chimique de l'eau de mer, avec des conséquences dramatiques sur la biodiversité, les écosystèmes marins que ce soit la faune ou la flore sous-marines.

L'augmentation de la salinité peut transformer les côtes en désert sans vie, entraînant la disparition de villages ou d'activités maritimes locales.

L'objectif de notre travail est d'étudier et d'améliorer la gestion des déchets liquides de dessalement (la saumure) afin de diminuer l'empreinte environnementale de l'usine de dessalement. Ainsi, dans un premier temps, le dessalement, dans le monde et en Algérie, ses différents procédés et tous les déchets liquides émis sont inventoriés dans ce présent travail. Une seconde partie présente selon la littérature la composition et les impacts de ces déchets (rejets) sur le milieu récepteur (milieu marin) avec une série d'analyses physico-chimiques et bactériologiques de l'eau de mer et de la saumure de la station de dessalement de Cap Djinet. Une troisième partie présente les différents moyens et techniques de valorisation et de gestion des saumures appliquées à notre station d'étude. Puis une présentation d'une synthèse détaillée sur la modélisation de la propagation des rejets dans un milieu marin, et une simulation avec le code CORMIX9.0GT (*Cornell Mixing Expert System*) commercialisé par la société MixZon (*License ID N°75183932*) pour plusieurs scénarios pour le cas de la station CDJ Cap Djinet (Boumerdes) qui rejette un important débit journalier de saumure, d'environ $124765\text{m}^3/\text{j}$ et on a terminé avec conclusions et recommandations.

Mots clés : dessalement, saumure, rejet, mer, impacts, gestion, Cormix, Algérie

ABSTRACT

After desalination of seawater, factories generate brine containing various salts, heavy metals and organic compounds. This brine is two times saltier (between 50 and 80 g /l) than the standard sea water (35 g /l in the Mediterranean Sea).

Currently, a brine discharge is diluted quickly in sea water and does not have serious environmental consequences. However, this rejection of brine in large quantities, may cause long-term imbalance in the chemical composition of sea water, with dramatic consequences for biodiversity, marine ecosystems whether fauna or flora sub marines. The increase in salinity can transform lifeless desert coasts, causing the disappearance of villages or local maritime activities.

The aim of our work is to study and improve management desalination liquid waste (brine) to reduce the environmental impact of the desalination plant. Thus, initially, desalination, worldwide and in Algeria, its different processes and all liquid wastes emitted are inventoried in this present work. The second part presents the composition according to the literature and the impacts of such wastes (waste) on the receiving environment (marine) with a series of physical-chemical and bacteriological analyzes of seawater and brine of Cap Djinet desalination station . A third part presents the various means and technologies for brine management applied to our research station .Then a presentation of a detailed summary on the modeling of the spread of discharge in a marine environment, and a simulation with CORMIX9.0GT code (*Cornell Mixing Expert System*) sold by the company MixZon (*License ID No. 75183932*) for several scenarios for the case of the CDJ Cap Djinet station (Boumerdes) rejecting an important daily flow of brine , about $124765m^3 /d$ and ended with conclusions and recommendations.

Keywords: desalination, brine, discharge, sea, impacts, management, Cormix, Algeria

SOMMAIRE

SOMMAIRE 8

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE I. LES DIFFERENTS PROCEDES DE DESSALEMENT	4
INTRODUCTION	4
I.1 GENERALITES	4
I.2 PROCEDE DE DISTILLATION	5
I.2.1 DISTILLATION A SIMPLE EFFET	5
I.2.2 DISTILLATION A MULTIPLES EFFETS	5
I.2.3 DISTILLATION PAR DETENTES SUCCESSIVES (MULTISTAGE FLASH, MSF)	6
I.2.4 DISTILLATION PAR COMPRESSION DE VAPEUR	7
I.2.5 PERSPECTIVES DE LA DISTILLATION	7
I.3 AUTRES PROCEDES DE DESSALEMENT	8
I.4 LES PROCEDES MEMBRANAIRES	9
I.4.1 GENERALITES	9
I.4.2 OSMOSE INVERSE	10
I.4.3 CONSOMMATION ENERGETIQUE	20
CHAPITRE II: LE DESSALEMENT DANS LE MONDE ET EN ALGERIE	21
II.1 INRODUCTION	21
II.2 LA CROISSANCE PREVUE DU MARCHE DE DESSALEMENT	22
II.2.1 LE GOLFE	24
II.2.2 LA MER ROUGE	24
II.2.3 LA MER MEDITERRANEE	24
II.2.4 AUTRES REGIONS MARITIMES	25
II.3 LE DESSALEMENT EN ALGERIE	30
II.3.1 LES STATIONS DE DESSALEMENT EN ALGERIE	30
CHAPITRE III:REJETS ET IMPACTS DES USINES DE DESSALEMENT	34
INTRODUCTION	34
III.1 3.1 ETAT DE L'ART	34

III.2	GENERALITES	35
III.2.1	PRETRAITEMENT	36
III.2.2	CHLORATION	37
III.2.3	CLARIFICATION DE L'EAU BRUTE	37
III.2.4	PREVENTION DE L'ENTARTRAGE	38
III.2.5	DECHLORATION	38
III.2.6	FILTRATION DE SECURITE SUR CARTOUCHES	39
III.3	L'OSMOSE INVERSE	39
III.3.1	PRINCIPE	39
III.3.2	SCHEMA GENERAL D'UNE INSTALLATION D'OSMOSE INVERSE	40
III.3.3	PRESSION OSMOTIQUE	41
III.3.4	CARACTERISTIQUES PRINCIPALES D'UNE UNITE D'OSMOSE INVERSE	41
III.3.5	MEMBRANES D'OSMOSE INVERSE	41
III.3.6	MODULES D'OSMOSE INVERSE	42
III.3.7	LA NANOFILTRATION	45
III.4	POST-TRAITEMENT	46
III.5	ORIGINE ET TYPE DES EMISSIONS ET REJETS	47
III.5.1	ÉMISSIONS ATMOSPHERIQUES	47
III.5.2	REJETS CHIMIQUES	48
III.5.3	REJET DES EAUX DE LAVAGE A CONTRE-COURANT DES MEMBRANES DANS LES USINES OI	52
III.6	IMPACTS DES REJETS DE DESSALEMENT	54
III.6.1	LA SAUMURE	54
III.7	ELIMINATION DE LA SAUMURE	57
III.8	LES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT	57
III.8.1	EFFETS DUS AUX PRODUITS DE LA CORROSION :	58
III.8.2	EFFETS DUS AUX ADDITIFS ANTITARTRES	59
III.8.3	EFFETS DES ADDITIFS ANTISALISSURE	59
III.8.4	EFFETS DES ADDITIFS ANTIMOUSSES	59
III.8.5	IMPACT DE BRUIT	59
III.8.6	LA CONSOMMATION ENERGETIQUE PAR RAPPORT AUX AUTRES ALTERNATIVES DE RESSOURCES EN EAU POTABLE	59
III.8.7	EFFETS DUS AU PRELEVEMENT D'EAU DE MER :	60
III.8.8	EFFETS POTENTIELS DES REJETS DE SAUMURES CONCENTREES	60
III.8.9	IMPACTS DES REJETS DE SAUMURES SUR L'ECOSYSTEME MARIN	60
III.9	TECHNIQUES POUR MINIMISER LES IMPACTS DU DESSALEMENT SUR L'ENVIRONNEMENT	63
 CHAPITRE IV: GESTION ET VALORISATION DES REJETS DE DESSALEMENT		
64		
	INTRODUCTION	64
IV.1	LA SITUATION DE L'USINE DE DESSALEMENT « CAP DJINET »	64
IV.2	CARACTERISTIQUE DU SITE	65
IV.2.1	MILIEU PHYSIQUE	65
IV.3	L'USINE DE DESSALEMENT « CAP DJINET »	70
IV.3.1	LES ACTIVITES DE LA STATION	71

IV.3.2	PROCEDES D'OSMOSE INVERSE	71
IV.3.3	LES DIFFERENTES ETAPES DE L'USINE DE DESSALEMENT	71
IV.4	ANALYSES ET INTERPRETATIONS	79
IV.5	GESTION DE LA SAUMURE DES USINES DE DESSALEMENT	87
IV.5.1	DILUTION DE LA SAUMURE	88
IV.5.2	DISTILLATION MEMBRANAIRE SOUS VIDE (VMD OU DMV)	90
IV.5.3	LA DILUTION DE LA SAUMURE AVEC L'EAU DE MER	99
IV.6	VALORISATION DES SAUMURES	100
IV.6.1	SURFACE NECESSAIRE DES MARAIS SALANTS	103
CHAPITRE V:	MODELISATION DES REJETS DIRECTS EN MER	105
V.1	LES EMISSAIRES MARINS	106
V.1.1	DEFINITION	106
V.1.2	UTILITE DE L'EMISSAIRE MARIN	107
V.2	REJETS MARINS	109
V.2.1	ÉCOULEMENT DES REJETS DANS UN PLAN D'EAU	110
V.2.2	L'EFFET DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX SUR LA DISPERSION	121
V.2.3	ZONE DE MELANGE : CHAMP PROCHE, CHAMP LOINTAIN, ZONE D'ETABLISSEMENT DE L'ÉCOULEMENT :	136
V.2.4	CONCLUSIONS	142
V.2.5	SIMULATION DES REJETS DE SAUMURE DE LA STATION DE CAP DJINET	143
V.3	CONCLUSION	171
CONCLUSION GENERALE		173
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		175

LISTE DES FIGURES

FIGURE I .1:	LES DIVERS PROCEDES DE DESSALEMENT (MAUREL, 2006)	4
FIGURE I .2:	PRINCIPE DE DISTILLATION A SIMPLE EFFET (DANIS, 2003)	5
FIGURE I .3:	DISTILLATION A MULTIPLES EFFETS (DANIS, 2003).....	6
FIGURE I .4:	PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT D'UN SYSTEME PAR DETENTES SUCCESSIVES (MSF) (UNEP/MAP, 2003).....	6
FIGURE I .5:	COMPRESSION MECANIQUE DE VAPEUR (DANIS, 2003)	7
FIGURE I .6:	DISTILLATION SOLAIRE (MAUREL, 2006).	8
FIGURE I .7:	PRINCIPE DE DESSALEMENT PAR L'ELECTRODIALYSE (BUSHNAK, 2012)	10
FIGURE I .8:	PRINCIPE DE L'OSMOSE ET DE L'OSMOSE INVERSE (BUSHNAK, 2012)	10
FIGURE I .9:	MEMBRANE D'OSMOSE INVERSE (BUSHNAK, 2012)	11
FIGURE I .10:	MECANISME DE TRANSFERE DE MATIERE (MAUREL, 2006).	12
FIGURE I .11:	ÉLÉMENTS CONSTITUTIFS D'UNE UNITE D'OSMOSE INVERSE (LATTEMANN, 2010).....	12
FIGURE I .12:	MODULE D'OSMOSE INVERSE A ENROULEMENT SPIRAL (ROVEL, 2012).....	14
FIGURE I .13:	MODULE DES MEMBRANES (ROVEL, 2012)	16
FIGURE II .1:	CAPACITE DE DESSALEMENT MONDIAL (Mm^3 / J ET %) PAR TYPE DE SOURCE D'EAU (RANGÉE DU HAUT), PAR PROCESSUS ET LE TYPE DE L'EAU DE SOURCE (2 ^{ÈME} LIGNE), PAR TYPE D'UTILISATION ET LE TYPE DE SOURCE D'EAU (3 ^{ÈME} RANGÉE) ET PAR TAILLE DE L'USINE ET LE TYPE DE L'EAU DE SOURCE (DERNIÈRE RANGÉE). ABBREVIATIONS: OSMOSE INVERSE (RO), DISTILLATION MULTI-ETAGES FLASH (MSF), DISTILLATION A EFFETS MULTIPLES (MED), LA NANOFILTRATION (NF), ELECTRODIALYSE (ED). (LATTEMANN, 2010).....	26
FIGURE II .2:	CAPACITE DE DESSALEMENT MONDIAL EN M^3 / J ET %.	27
FIGURE II .3:	CAPACITES CUMULATIVES MSF, MED ET OI DANS LE GOLFE EN M^3 / J . (BLENINGER, 2010).....	27
FIGURE II .4:	CAPACITES CUMULATIVES MSF, MED ET OI DANS LA MER ROUGE EN M^3 / J . (BLENINGER, 2010)	28
FIGURE II .5:	CAPACITES CUMULATIVES MSF, MED ET OI DANS LA MER MEDITERRANEE EN M^3 / J . (LATTEMANN, 2010)	29
FIGURE II .6:	CROISSANCE DE LA CAPACITE DES USINES DE DESSALEMENT DANS LE MONDE. (LATTEMANN, 2010)	29
FIGURE II .7:	REPARTITION GEOGRAPHIQUE DES GRANDES STATIONS DE DESSALEMENT SUR LE LITTORAL ALGERIEN. (MOUSTIRI,2011).....	33
FIGURE III .1:	SCHEMA GENERAL D'UNE INSTALLATION DE DESSALEMENT (MAUREL, 2006).....	36
FIGURE III .2:	ETAPES DU PRETRAITEMENT AVANT OSMOSE INVERSE (MAUREL, 2006).....	37
FIGURE III .3:	PRINCIPE DE L'OSMOSE INVERSE (ROVEL, 2012).....	39
FIGURE III .4:	SCHEMA DE PRINCIPE D'UNE UNITE D'OSMOSE INVERSE (MAUREL, 2006)	40
FIGURE III .5:	MODULES SPIRALES (UNEP/MAP, 2003)	43
FIGURE III .6:	MODULES TUBULAIRES (LENNTech) (NRC, 2008).....	44
FIGURE III .7:	MODULES FIBRE CREUSES (ROVEL, 2012)	45
FIGURE III .8:	LE PROBLEME DU BORE EN OSMOSE INVERSE : DISSOCIATION DE L'ACIDE BORIQUE EN FONCTION DU PH. (MAUREL, 2006) 46	46
FIGURE III .9:	ESTIMATION DES REJETS DE CUIVRE, CHLORE ET AGENTS ANTITARTRE DANS LA MEDITERRANEE (EN KG PAR JOUR). LES POINTS INDIQUENT LES CHARGES DE REJETS PAR SITE, ET LES TRIANGLES, LES CHARGES NATIONALES TOTALES. LE CUIVRE ET LE CHLORE SONT PRESENTS DANS LES REJETS D'USINES DE DISTILLATION PAR DETENTE A ETAGES MULTIPLES (MSF). LE CALCUL DE L'ESTIMATION EST BASE SUR UNE CONCENTRATION DE CUIVRE DANS LA SAUMURE DE 15G/L TANDIS QUE LA CONCENTRATION DE CHLORE RESIDUAIRE PRISE COMME POINT DE DEPART EST DE 0,25 MG/L POUR LES EFFLUENTS DE SAUMURE ET D'EAU DE REFROIDISSEMENT. LES AGENTS ANTITARTRE SONT UTILISES AUSSI BIEN DANS LES USINES DE DISTILLATION PAR DETENTE A ETAGES MULTIPLES QUE DANS LES USINES OI. (PNUE (2001).....	53

FIGURE IV .1:	CARTE DE SITUATION DE LA ZONE D'ETUDE EXTRAITE DE LA CARTE D'ETAT-MAJOR DE L'ALGERIE ECHELLE 1/25 000.	
	64	
FIGURE IV .2:	MOYENNE MENSUELLE DES PRECIPITATIONS	66
FIGURE IV .3:	MOYENNE MENSUELLE DES TEMPERATURES	66
FIGURE IV .4:	MOYENNE MENSUELLE DE L'ENSOLEILLEMENT	67
FIGURE IV .5:	MOYENNE MENSUELLE DE L'EVAPORATION	68
FIGURE IV .6:	MOYENNE MENSUELLE DE LA VITESSE DES VENTS.....	68
FIGURE IV .7:	ROSES TRIMESTRIELLES ET ANNUELLE DES VENTS DE LA ZONE D'ETUDE	69
FIGURE IV .8:	ROSES TRIMESTRIELLE ET ANNUELLE DES HOULES DANS LA ZONE D'ETUDE.....	70
FIGURE IV .9:	LES MODULES D'OSMOSES INVERSES.....	71
FIGURE IV .10:	CAPTAGE D'EAU DE MER (SERVICE DE FORMATION PROFESSIONNELLE ,2008).....	72
FIGURE IV .11:	POMPAGE A HAUTE PRESSION.....	72
FIGURE IV .12:	STOCKAGE (A) ET INJECTION (B) DES PRODUITS CHIMIQUE DE PRETRAITEMENT	73
FIGURE IV .13:	LA CONDUITE DE SAUMURE VERS LA MER	73
FIGURE IV .14:	SCHEMA DE FONCTIONNEMENT DE LA STATION DE DESALEMENT (SERVICE DE FORMATION PROFESSIONNELLE, 2008)	
	79	
FIGURE IV .15:	PHOTO POUR UN DE REJET SOUS MARIN DE LA SAUMURE (BLENINGER ET JIRKA, 2010)	85
FIGURE IV .16:	L'EVOLUTION DU VOLUME DE LA SAUMURE PENDANT UNE ANNEE.....	85
FIGURE IV .17:	FIGURE 4.10 (A)TRAITEMENT DES CONCENTRATS D'OI PAR DMV ,(B) TRAITEMENT DIRECT DE L'EAU DE MER PAR DMV (MERICQ, 2009).....	90
FIGURE IV .18:	SCHEMAS DE PRINCIPE DE LA DMV (MERICQ, 2009)	91
FIGURE IV .19:	DIAGRAMME REPRESENTATIF DE LA DEMANDE ENERGETIQUE DU COUPLAGE OI +DMV (MERICQ, 2009).....	98
FIGURE IV .20:	TABLE D'USIGLIO (D'APRES USIGLIO, 1849)	101
FIGURE IV .21:	ETAPES DE FONCTIONNEMENT D'UN MARAIS SALANT	101
FIGURE V .1:	SCHEMA D'UN EMISSAIRE MARIN EQUIPE D'UN DIFFUSEUR MULTIPOINT (CHIBAN ,2014)	107
FIGURE V .2:	(A GAUCHE) (A)EMISSAIRE MARIN AVEC UN SIMPLE PORT (STEVE SPRING, PALM BEACH COUNTY REEF RESCUE 2011). (AU MILIEU) (B) ORIFICE AVEC UN RISER DE DEUX PORTS EN FORME DE T EQUIPES DES VALVES ANTI-RETOUR. (A DROITE) (C) INSTALLATION DES RISERS PENDANT LA CONSTRUCTION DE L'EMISSAIRE –CALIFORNIE. LES RISERS SONT EQUIPES D'ARRANGEMENT DES PORTS EN FORME DE ROSETTE, AVEC DES VALVES ANTI-RETOUR. (BLENINGER, JIRKA, 2010) ET (LEE ET AL. 2001)	107
FIGURE V .3:	COMPARAISON DE DEUX SYSTEMES DE REJET ET LEURS IMPACTS SUR LE MILIEU RECEPTEUR EXPRIMES PAR LA FREQUENCE DE DEPASSEMENT DES NORMES DE QUALITE DE L'EAU DE BAINADE. À GAUCHE : EMISSAIRE COURT. À DROITE : EMISSAIRE EFFICACE MULTIPOINT. (CHIBAN, 2014).....	108
FIGURE V .4:	LA REPARTITION DES CHAMPS ISSUS DES REJETS EN MER. (CHIBAN,2014)	108
FIGURE V .5:	LES ECHELLES TEMPORELLE ET SPATIALE DES PROCESSUS DE LA DILUTION DES POLLUANTS EN MER. (CHIBAN,2014)	109
FIGURE V .6:	LA VITESSE MEDIANE MOYENNE, POUR UN ROND JET FLOTTANT. (FISCHER ET AL, 1979).....	113
FIGURE V .7:	SOLUTIONS ASYMPTOTIQUE POUR LA DILUTION DANS UN JET ROND VERTICAL, PAR RAPPORT AUX DONNEES EXPERIMENTALES. ICI, R_0 EST UN NOMBRE DE RICHARDSON, P ET Z SONT RESPECTIVEMENT LA DILUTION MOYENNE ET LA DISTANCE DE LA SOURCE, (FISCHER ET AL., 1979).	117
FIGURE V .8:	COMPARAISON DES MESURES AVEC DES SOLUTIONS CALCULEES. A) DILUTION, A L'AIDE DE LA FORMULE EMPIRIQUE DE CEDERWALL (5,30). B) LES TRAJECTOIRES DE PLUME, CALCULEE EN UTILISANT UN MODELE NUMERIQUE BASE SUR DES EQUATIONS (5.27). (WOOD ET AL,1993).	118
FIGURE V .9:	SCHEMA POUR LE MODELE DE LA FUSION DE JETS FLOTTANT (WOOD ET AL, 1993).....	119

FIGURE V .10:	LA DISTRIBUTION DE LA DENSITE SUR L'AXE DU PANACHE (ABRAHAM ET EYSINK ,1969)	123
FIGURE V .11:	HAUTEUR ADIMENSIONNELLE MAXIMALE DE MONTEE D'UN PANACHE VERTICAL DANS UN FLUIDE LINEAIREMENT STRATIFIE. (WOOD ET AL, 1993)	125
FIGURE V .12:	DILUTION MAXIMALE SANS DIMENSION DE LA COUCHE D'ETALEMENT A PARTIR D'UN PANACHE ASYMETRIQUE VERTICAL DANS UN FLUIDE LINEAIREMENT STRATIFIE. (WOOD ET AL, 1993).....	126
FIGURE V .13:	RAPPORT DE VITESSE MOYENNE VERTICALE ET HORIZONTALE DANS UN JET FLOTTANT TURBULENT DANS UN CONTRE-COURANT UNIFORME ($L_M < L_B$), Z_M ET Z_B DANS LA FIGURE SONT L_M ET L_B DANS LE TEXTE, RESPECTIVEMENT. (FISCHER ET AL, 1979) 132	132
FIGURE V .14:	FIGURE 5.14: TRAJECTOIRE D'UN JET DANS UN CONTRE-COURANT UNIFORME ($L_M < L_B$), . Z_M ET Z_B DANS LA FIGURE SONT L_M ET L_B DANS LE TEXTE, RESPECTIVEMENT. (FISCHER ET AL, 1979)	132
FIGURE V .15:	A) LA DILUTION DE LA LIGNE CENTRALE POUR LES JETS VERTICAUX, B) LA DILUTION MINIMALE DE SURFACE POUR LES JETS HORIZONTAUX. (HUANG ET AL ,1998).....	133
FIGURE V .16:	VARIABLES POUR LE CAS D'UN DEBIT DE DECHARGE A UN ANGLE ARBITRAIRE PAR RAPPORT A L'ECOULEMENT AMBIANT. (WOOD ET AL, 1993)	135
FIGURE V .17:	MODELES D'ECOULEMENT POUR UN JET FLOTTANT DANS UN COURANT STRATIFIE. (WOOD ET AL, 1993).....	136
FIGURE V .18:	COMPORTEMENT TYPIQUE DES POLLUANTS REJETES A PARTIR D'UN EMISSAIRE MARIN (ROBERTS, 1994).....	137
FIGURE V .19:	PRINCIPAUX PARAMETRES CARACTERISTIQUES DE LA ZONE D'ETABLISSEMENT D'ECOULEMENT (DES DECHETS). ICI, Z_e Z_M ET SE REFERENT A L'EQUILIBRE ET LA HAUTEUR MAXIMALE DE MONTEE, RESPECTIVEMENT, (Z_e Z_T ET DANS LE TEXTE). (ROBERTS, 1994)	140
FIGURE V .20:	DISTRIBUTION GAUSSIENNE DES CONCENTRATIONS (DONEKER ET JIRKA, 2007).	147
FIGURE V .21:	PANACHE D'UNE DECHARGE SOUS-MARINE (UN SEUL ORIFICE) (DONEKER ET JIRKA, 2007)	148
FIGURE V .22:	ALIGNEMENT DU DIFFUSEUR (DONEKER ET JIRKA, 2007).	148
FIGURE V .23:	ALIGNEMENT DES ORIFICES (DONEKER ET JIRKA, 2007).	148
FIGURE V .24:	ALIGNEMENT DES ORIFICES (DONEKER ET JIRKA, 2007).	149
FIGURE V .25:	CAPTURE D'ECRAN DE CALCUL DE LA DENSITE (TELECHARGEMENT SOUS: WWW.BRINEDIS.NET.MS) (BLENINGER, 2006) ET (BLENINGER ET JIRKA 2010)	150
FIGURE V .26:	ABAQUE POUR DEFINIR LA DENSITE D'EFFLUENT OU DE L'EAU DE MER POUR DIFFERENTES SALINITES ET TEMPERATURES (BLENINGER ET JIRKA, 2010)	151
FIGURE V .27:	ABAQUE POUR DEFINIR LA VISCOSITE DES EFFLUENTS OU L'EAU DE MER POUR DIFFERENTES SALINITES ET TEMPERATURES (BLENINGER ET JIRKA, 2010)	151
FIGURE V .28:	EMISSAIRE SANS DIFFUSEUR (UN SEUL POINT DE REJET).....	151
FIGURE V .29:	EMISSAIRE EQUIPE D'UN DIFFUSEUR (PLUSIEURS POINTS DE REJET).....	152
FIGURE V .30:	PLAN DE LA CONDUITE DE REJET ET DE CAPTAGE (OPERATIONS & MAINTENANCE MANUEL, 2007 CDJ)	153
FIGURE V .31:	PROFIL EN LONG DE LA ZONE DE REJET (OPERATIONS & MAINTENANCE MANUEL, 2007 CDJ)	154
FIGURE V .32:	INTERFACE DE CORMIX.....	155
FIGURE V .33:	SCHEMA DE LA DISTRIBUTION DES CONCENTRATIONS SUR LES DIFFERENTS POINTS DU PANACHE DE REJET. (DONEKER ET JIRKA, 2007)	156
FIGURE V .34:	CONDITION DE SIMULATION (COURANT 0.02 M/S ET VENT 2 M/S)	157
FIGURE V .35:	CONDITION DE SIMULATION (COURANT 0.08 M/S ET VENT 4 M/S).....	157
FIGURE V .36:	CONDITION DE SIMULATION (COURANT 0.2M/S ET VENT 8M/S)	157
FIGURE V .37:	(A) EVOLUTION DU PANACHE, (B) COURBE DE DILUTION MEDIANE DE LA TRAJECTOIRE (B) COURBE DE LA CONCENTRATION MEDIANE DE LA TRAJECTOIRE	159
FIGURE V .38:	(A) ET (B) EVOLUTION DU PANACHE (C) COURBE DE DILUTION AU CENTRE DE LA TRAJECTOIRE DU PANACHE	161
FIGURE V .39:	(A) EVOLUTION DU PANACHE , (B) COURBE DE DILUTION SUR LE CENTER DE LA TRAJECTOIRE DU PANACHE ,(C)COURBE DE CONCENTRATION MEDIANE DU PANACHE	162

FIGURE V .40:	(A) EVOLUTION DU PANACHE, (B) COURBE DE DILUTION SUR LE CENTER DE LA TRAJECTOIRE DU PANACHE, (C) COURBE DE MEME DILUTION SUR LE PLAN (X, Y).....	164
FIGURE V .41:	(A) EVOLUTION DU PANACHE 3D, (B) PANACHE 2D, (C) DILUTION AU CENTRE DE LA TRAJECTOIRE DU PANACHE	166
FIGURE V .42:	EVOLUTION DU PANACHE EN 3D	168
FIGURE V .43:	EVOLUTION DU PANACHE EN 3D ET 2D.....	169
FIGURE V .44:	(A) EVOLUTION DU PANACHE, (B) LA COURBE DE LA DILUTION MEDIANE , (C)LA COURBE DE LA CONCENTRATION MEDIANE	170

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU II .1:	STATIONS REALISEES PAR LINDE-KCA.....	31
TABLEAU II .2:	STATIONS REALISEES PAR HYDRO-TRAITEMENT.....	31
TABLEAU II .3:	TRANSFERT DES STATIONS MONOBLOCS	31
TABLEAU II .4:	BILAN DE PRODUCTION DE LINDE-KCA.....	32
TABLEAU II .5:	BILAN DE PRODUCTION HYDRO-TRAITEMENT (2003-2008).....	32
TABLEAU II .6:	LES GRANDES STATIONS DE DESSALEMENT EN ALGERIE.....	32
TABLEAU III .1:	PRETRAITEMENT DE L'EAU DE MER AVANT OSMOSE INVERSE (MAUREL, 2006).....	39
TABLEAU III .2:	AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES MEMBRANES ORGANIQUES (MAUREL, 2006)	42
TABLEAU III .3:	AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES MODULES PLANS (MAUREL, 2006)	42
TABLEAU III .4:	AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES MODULES SPIRALES (MAUREL, 2006)	43
TABLEAU III .5:	AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES MODULES TUBULAIRES (MAUREL, 2006)	44
TABLEAU III .6:	AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES MODULES FIBRES CREUSES.(MAUREL, 2006)	45
TABLEAU III .7:	CONSOMMATION ENERGETIQUE DES PROCEDEES D'OI ET DE MSF.....	47
TABLEAU III .8:	INDICATEURS DE DURABILITE POUR UNE USINE MSF A PRODUCTION SIMPLE.....	47
TABLEAU III .9:	INDICATEURS DE DURABILITE POUR UNE USINE OI AVEC UNE SOURCE LOCALE D'ENERGIE ELECTRIQUE	47
TABLEAU III .10:	RESUME DES PHASES DE PRE-(A) ET POST-(B) TRAITEMENT AU COURS DE LA PRODUCTION D'EAU POTABLE PAR DESSALEMENT (BLENINGER,JIRKA, 2010) ET (PNUE, 2001)	49
TABLEAU III .11:	COMPOSITION CHIMIQUE DE LA SAUMURE PAR RAPPORT A CELLE DE L'EAU DE MER (UNEP, 2003)	52
TABLEAU III .12:	TABLEAU 3.13 : RESUME DES PHASES DE PRETRAITEMENT ET POST- TRAITEMENT AU COURS DE LA PRODUCTION D'EAU POTABLE PAR DESSALEMENT. (BLENINGER,ET JIRKA, 2010) ET (PNUE , 2001).....	55
TABLEAU III .13:	GRILLE D'IMPACTS NEFASTES SUR L'ENVIRONNEMENT ASSOCIES AUX PROCEDES DE DESSALEMENT. (PNUE, 2001) 58	
TABLEAU III .14:	TABLEAU 3.15 LES DIFFERENTS TYPES DE REJET EFFECTUES PAR L'USINE DE DESSALEMENT OI, AVEC LEURS EFFETS SUR LE MILIEU MARIN. (PNUE, 2001)	62
TABLEAU III .15:	LES DIFFERENTS TYPES DE REJET EFFECTUES PAR L'USINE DE DESSALEMENT MSF, AVEC LEURS EFFETS SUR LE MILIEU MARIN. (PNUE, 2001).....	62
TABLEAU III .16:	LES DIFFERENTS TYPES DE REJET EFFECTUES PAR LES USINES DE DESSALEMENT OI ET MSF, AVEC LEURS EFFETS SUR LE MILIEU MARIN. (PNUE, 2001)	63
TABLEAU IV .1:	MOYENNES MENSUELLES ET ANNUELLE DES PRECIPITATIONS PERIODE : 1994-2008 SOURCE : ONM	65
TABLEAU IV .2:	MOYENNES MENSUELLES ET ANNUELLE DE L'ENSOLEILLEMENT PERIODE : 1994-2008	67
TABLEAU IV .3:	MOYENNES MENSUELLES ET ANNUELLE DE L'EVAPORATION PERIODE : 1994-2008	67
TABLEAU IV .4:	MOYENNES MENSUELLES ET ANNUELLE DE LA VITESSE DES VENTS PERIODE : 1994-2008.....	68
TABLEAU IV .5:	RESUME DES PHASES DE PRETRAITEMENT ET POST TRAITEMENT AU COURS DE LA PRODUCTION D'EAU POTABLE PAR DESSALEMENT DE L'EAU DE MER « OI » (PNUE, 2001)	78
TABLEAU IV .6:	RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU DE MER	80
TABLEAU IV .7:	RESULTATS DES ANALYSES BACTERIOLOGIQUES DE L'EAU DE MER	80
TABLEAU IV .8:	RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DE REJET	81
TABLEAU IV .9:	RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA SAUMURE :.....	82
TABLEAU IV .10:	RESULTATS DES ANALYSES BACTERIOLOGIQUES DE REJET, ET DE LA SAUMURE	82
TABLEAU IV .11:	RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES ET BACTERIOLOGIQUES DE L'EAU TRAITEE.....	84

TABLEAU IV .12:	LA QUANTITE DE SAUMURE REJETEE DANS UNE DUREE D'UNE ANNEE A L'USINE DE DESSALEMENT CDJ	84
TABLEAU IV .13:	CARACTERISTIQUES DES GRANDES STATIONS DE DESSALEMENT DE L'EAU DE MER EN ALGERIE	85
TABLEAU IV .14:	LES QUANTITES JOURNALIERES DES DEFERENTS ELEMENTS CHIMIQUES REJETEES PAR LES GRANDES STATIONS DE DESSALEMENT EN ALGERIE :	87
TABLEAU IV .15:	TAUX DE DILUTION DE LA SAUMURE PAR LES EAUX EPUREES.....	88
TABLEAU IV .16:	COEFFICIENT DE RESTITUTION	90
TABLEAU IV .17:	VOLUMES MENSUELS RECUPERABLES	90
TABLEAU IV .18:	TYPES DE MATERIAUX COMPOSANT LES MEMBRANES UTILISEE EN DISTILLATION MEMBRANAIRE	92
TABLEAU IV .19:	CARACTERISTIQUES DE LA MEMBRANE	96
TABLEAU IV .20:	CARACTERISTIQUES DE L'ALIMENTATION	96
TABLEAU IV .21:	CONDITIONS OPERATOIRES	96
TABLEAU IV .22:	DEMANDE ENERGETIQUE DE LA DMV	98
TABLEAU IV .23:	ROLE ET CONCENTRATION EN SORTIE DE CHAQUE BASSIN.....	102
TABLEAU IV .24:	DEBIT ET CONCENTRATION DES SAUMURES POUR LES SCENARIOS (O1)	103
TABLEAU IV .25:	DEBIT EVAPORE ET SURFACE DES MARAIS SALANTS.....	104
TABLEAU V .1:	LES ECHELLES TEMPORELLES ET SPATIALES DU MELANGE EAUX USEES/ EAUX DE MER APRES REJET (CHIBAN,2014) 109	
TABLEAU V .2:	PARAMETRE DE L'EAU DE MER	152
TABLEAU V .3:	PARAMETRES DE L'EFFLUENT	152
TABLEAU V .4:	DONNEES CONCERNANT L'EMISSAIRE	152
TABLEAU V .5:	LE TABLEAU SUIVANT PRESENTE LES DILUTIONS OBTENUES AVEC UNE VARIATION DU NOMBRE DU DIAMETRE D'OUVERTURES POUR LE CAS DE PLUS FAIBLE VITESSE DE VENT ET COURANT	155
TABLEAU V .6:	LE TABLEAU RESUME LES RESULTATS OBTENUS POUR LES DIFFERENTES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES CONSIDEREES POUR LE DIFFUSEUR PROJETE :	156
TABLEAU V .7:	Ce TABLEAU RESUME LES RESULTATS OBTENUS POUR UNE VITESSE DE VENT DE 2M/S ET UN COURANT DE 0.02 M/S POUR LE DIFFUSEUR PROJETE ET COURANT PERPENDICULAIRE A LA LIGNE DIFFUSEUR:	158
TABLEAU V .8:	LE TABLEAU RESUME LES RESULTATS OBTENUS POUR UNE VITESSE DE VENT DE 8 M/S ET UN COURANT DE 0.2 M/S POUR LE DIFFUSEUR PROJETE ET COURANT PERPENDICULAIRE A LA LIGNE DIFFUSEUR:	159
TABLEAU V .9:	LE TABLEAU RESUME LES RESULTATS OBTENUS POUR UNE VITESSE DE VENT DE 8 M/S ET UN COURANT DE 0.2 M/S , AVEC UN ANGLE D'ALIGNEMENT DU DIFFUSEUR PROJETE ET LE COURANT EGAL A 0° (LIGNE DIFFUSEUR PARALLELE AU COURANT AMBIANT) :	160
TABLEAU V .10:	LES RESULTATS OBTENUS POUR UNE VITESSE DE VENT DE 2 M/S ET UN COURANT DE 0.02 M/s , AVEC UN ANGLE D'ALIGNEMENT DU DIFFUSEUR PROJETE ET LE COURANT EGAL A 0° (LIGNE DIFFUSEUR PARALLELE AU COURANT AMBIANT) : .	161
TABLEAU V .11:	TABLEAU 5.11 : LES RESULTATS OBTENUS POUR UNE VITESSE DE VENT DE 8 M/S ET UN COURANT DE 0.2 M/s , AVEC UN ANGLE D'ALIGNEMENT DU DIFFUSEUR PROJETE ET LE COURANT EGAL A 150°	163
TABLEAU V .12:	LES RESULTATS OBTENUS POUR UNE VITESSE DE VENT DE 2 M/S ET UN COURANT DE 0.02 M/s, AVEC UN ANGLE D'ALIGNEMENT DU DIFFUSEUR PROJETE ET LE COURANT EGAL A 150°	163
TABLEAU V .13:	LE TABLEAU RESUME LES RESULTATS OBTENUS POUR UNE VITESSE DE VENT DE 4 M/S ET UN COURANT DE 0.1 M/s , AVEC UN SEUL POINT DE REJET (SANS DIFFUSEUR) POUR DIFFERENTS DIAMETRE ET UN ANGLE DE 60° AVEC L'HORIZONTAL ET DE 0° AVEC LE COURANT.	165
TABLEAU V .14:	RESULTATS POUR UNE VITESSE DE VENT 2 M/s, UN COURANT DE 0.02 M/s ,H ₀ =2.3M .	167
TABLEAU V .15:	RESULTATS OBTENUS POUR UNE VITESSE DE VENT DE 2 M/s, UN COURANT DE 0.02 M/s ,H ₀ =2M.	167
TABLEAU V .16:	RESULTATS OBTENUS POUR UNE VITESSE DE VENT DE 2 M/s, UN COURANT DE 0.02 M/s, H ₀ =2M, D ₀ =0.1M ET 2 REJETS/POINT	169

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La croissance démographique dans le monde s'accompagne d'une augmentation de la demande d'eau potable tandis que l'industrialisation, l'irrigation des sols et l'élévation des niveaux de vie se traduisent par un accroissement supplémentaire de la consommation d'eau douce par habitant. Cette évolution se produit surtout sur une étroite bande de littoral où près de la moitié de la population de la planète vit, et cette proportion atteindra les trois quarts d'ici à 2020 (NRC, 2008). Dans la région méditerranéenne, comme dans le monde, la croissance démographique et l'intensité de l'activité socio-économique font de l'eau douce une ressource de plus en plus rare. L'exploitation des ressources en eau en est arrivée à un degré qui épuise les disponibilités dans certains pays méditerranéens, et d'autres pays ne seront probablement pas loin d'y parvenir ultérieurement. Selon les estimations la demande totale dans la région, qui était de 300 milliards de mètres cubes par an en 1990, est augmentée de 32 % en 2010 et augmentera de 55 % d'ici à 2025, pour atteindre plus de 460 milliards de mètres cubes (Lattemann, 2010). En Algérie la mobilisation des ressources en eau depuis l'indépendance a été axée en premier lieu sur les ressources souterraines. L'accroissement rapide de la demande en eau dans les secteurs de l'irrigation, de l'industrie ainsi que les besoins incompressibles de la population ont amené les pouvoirs publics à mobiliser de plus en plus des ressources superficielles. Mais la mobilisation des eaux souterraines au nord du pays a atteint son seuil maximal, d'où une surexploitation des nappes superficielles et la détérioration de la qualité de l'eau. L'Algérie est un pays qui possède des ressources hydriques limitées pour des raisons climatiques capricieuses, caractérisées par une pluviométrie irrégulière oscillant entre 100 et 600 mm/an et enregistrant un déficit hydrique estimé à 20% sur cinq ans au début des années 2000 (UNEP/MAP, 2003). Le dessalement se représente une solution efficace face au sérieux problème de pénurie d'eau. Mais, cette solution, selon WWF (Fond Mondial pour la Nature), représente une menace potentielle pour l'environnement à cause de la composition des rejets qui modifient les paramètres de la mer, qui influe également négativement sur la faune et la flore. Il est grand temps d'alerter l'opinion publique sur cette autre catastrophe qui risque d'hypothéquer durablement le développement national.

Jusqu'à ce jour les procédés de dessalement en grande masse d'eau de mer se présentent comme un moyen industriel fiable de production d'eau auquel ont recours de nombreux pays.

Toute fois, l'Algérie a lancé ces dernières années, un programme ambitieux d'installations de stations de dessalement pour faire face à des problèmes d'alimentation en eau qui s'accroissent par l'explosion démographique, le développement industriel et agricole ainsi que la sécheresse. Le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres par osmose inverse a connu un avancement remarquable par rapport aux autres procédés.

En effet, cette technique nécessite un prétraitement physico chimique minutieux pour protéger les membranes. Parmi les ennuis que rencontre cette technique le colmatage ; due principalement au dépôt de certains sels sur les membranes.

Le dessalement de l'eau de mer est un processus industriel qui doit être bien conçu et bien géré; sinon, il peut avoir sur l'environnement des effets préjudiciables dus entre autres à la modification de l'utilisation du sol de la zone côtière, aux nuisances créées par les travaux de construction et aux émissions causées dans l'air, le sol ou l'eau par le fonctionnement de l'usine, en particulier, les rejets de déchets dans le milieu marin peuvent altérer la qualité de l'eau et des sédiments. Il s'agit de déchets aux composants multiples qui peuvent contenir des produits chimiques résiduels du prétraitement, de métaux lourds dus à la corrosion ou d'agents chimiques utilisés par intermittence pour le nettoyage, auxquels s'ajoutent l'augmentation de la salinité et de la température. L'altération de la qualité de l'eau de mer et des sédiments peut, à son tour, nuire à la faune et à la flore marines et avoir un effet durable sur les écosystèmes côtiers. Il conviendrait donc que les effluents provenant du dessalement de l'eau de mer soient en conformité avec les politiques et protocoles nationaux et régionaux concernant l'environnement.

Pour exploiter l'eau de mer aux fins de dessalement, il faut au départ une eau brute de bonne qualité, mais les masses d'eau côtières subissent souvent les effets préjudiciables des rejets d'eaux usées provenant de toute une série d'activités menées à terre, y compris des installations de dessalement. Le courant de déchets produits par le dessalement se présente généralement sous la forme d'une saumure de forte salinité avec même une forte température (distillation) et qui contient des substances chimiques résiduelles du prétraitement, des métaux lourds dus à la corrosion ou des agents chimiques utilisés par intermittence pour le nettoyage. Le rejet dans la mer de ces déchets aux multiples composants, soit directement par les émissaires côtiers soit indirectement par des bateaux, risque donc d'avoir des effets préjudiciables à la qualité de l'eau et des sédiments ou de nuire aux écosystèmes marins. Bien que les impacts soient le plus souvent liés au concentré, les usines de dessalement peuvent aussi être de grandes installations industrielles qui prennent de l'espace, exigent de l'énergie et émettent d'énormes quantités de gaz de combustion, ou peuvent avoir des effets indirects sur le développement socio-économique.

Après dessalement de l'eau de mer, les usines génèrent de la **saumure** contenant divers sels, métaux lourds et composés organiques. Cette saumure est deux fois plus salée (entre 50 et 80 g/L) que l'eau de mer habituelle (35 g /L en mer Méditerranée).

Actuellement, les rejets de saumure se diluent rapidement dans l'eau de mer et ne présentent pas de graves conséquences sur l'environnement. Cependant, ce rejet de saumure en grande quantité, peut entraîner à long terme, un déséquilibre dans la composition chimique de l'eau de mer, avec des conséquences dramatiques sur la biodiversité, les écosystèmes marins que ce soit la faune ou la flore sous-marines.

L'augmentation de la salinité peut transformer les côtes en désert sans vie, entraînant la disparition de villages ou d'activités maritimes locales.

L'objectif de notre travail est d'étudier et d'améliorer la gestion des déchets liquides de dessalement (la saumure) afin de diminuer l'empreinte environnementale de l'usine de dessalement. Ainsi, dans un premier temps, le dessalement, dans le monde et en Algérie, ses différents procédés et tous les déchets liquides émis sont inventoriés dans ce présent travail. Une seconde partie présente selon la littérature la composition et les impacts de ces déchets (rejets) sur le milieu récepteur (milieu marin) avec une série d'analyses physico-chimiques et bactériologiques de l'eau de mer et de la saumure de la station de dessalement de Cap Djinet. Une troisième partie présente les différents moyens et techniques de valorisation et de gestion des saumures appliquées à notre station d'étude. Puis une présentation d'une synthèse détaillée sur la modélisation de la propagation des rejets dans un milieu marin, et une simulation avec le code CORMIX9.0GT (*Cornell Mixing Expert System*) commercialisé par la société MixZon (License ID N°75183932) pour plusieurs scénarios pour le cas de la station CDJ Cap Djinet (Boumerdes) qui rejette un important débit journalier de saumure, d'environ $124765\text{m}^3/\text{j}$ et on a terminé avec conclusions et recommandations.

CHAPITRE I. LES DIFFERENTS PROCÉDES DE DESSALEMENT

INTRODUCTION

Pour dessaler l'eau il existe diverses techniques ; adaptables selon la nature de l'eau à dessaler, l'environnement et les besoins à pouvoir. Plusieurs procédés de dessalement ont été mis au point sur le marché mondial ; le choix d'utilisation de chacun d'eux est relatif à la disponibilité de la source d'énergie qui fait fonctionner l'appareillage de dessalement.

Plusieurs méthodes permettent la séparation de l'eau de mer en une eau douce contenant une faible concentration des sels dissouts, et une solution concentrée en sels. On citera notamment la distillation, l'osmose inverse, la congélation et l'électrodialyse. Cependant, les deux technologies utilisées actuellement, à l'échelle industrielle, sont celles basées sur la distillation et l'osmose inverse (Mandri, 2011).

I.1 GÉNÉRALITÉS

Le dessalement de l'eau est un processus qui permet de supprimer les sels de l'eau salée ou saumâtre. . Plusieurs procédés de dessalement ont été mis au point sur le marché mondial ; le choix d'utilisation de chacun d'eux est relatif à la disponibilité de la source d'énergie qui fait fonctionner l'appareillage de dessalement, les principales techniques de dessalement mondialement connues sont (figure I.1) : (Maurel, 2006)

- **les procédés thermiques** qui se basent sur le principe de l'évaporation de la successive condensation
- **les techniques membranaires** qui utilisent les capacités de certaines membranes à retenir les particules dissoutes dans l'eau

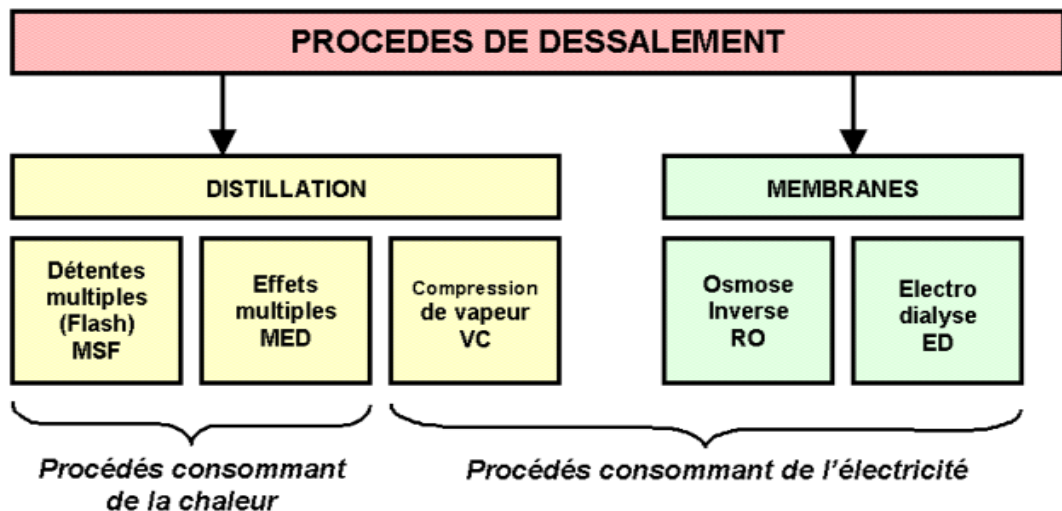


Figure I.1: Les divers procédés de dessalement (Maurel, 2006)

- Quel que soit le procédé de séparation du sel et de l'eau envisagé, toutes les installations de dessalement comportent 4 étapes (Maurel, 2006)

- une prise d'eau de mer avec une pompe et une filtration grossière,
- un prétraitement avec une filtration plus fine, l'addition de composés biocides et de produits anti-tarte,
- le procédé de dessalement lui-même,
- le post-traitement avec une éventuelle reminéralisation de l'eau produite.

I.2 PROCÉDÉ DE DISTILLATION

Les techniques de dessalement de l'eau de mer les plus utilisées La distillation ou dessalement thermique. L'eau de mer est chauffée jusqu'à évaporation. Seules les molécules d'eau s'échappent, laissant en dépôt les sels et les autres substances. La vapeur d'eau est condensée pour obtenir de l'eau douce. Ce principe de dessalement très simple est utilisé depuis longtemps.

Le principe fondamental mis en œuvre dans les procédés de distillation est le fait que la température d'ébullition de l'eau diminue avec la pression. il s'agit dans tous les cas de distillation sous vide qui permet de travailler à des températures inférieure à 120°C (Méricq, 2009) et (UNEP/MAP, 2003).

I.2.1 Distillation à simple effet

Un faisceau tubulaire, alimenté par un fluide chauffant est plongé dans l'eau de mer à la Partie basse d'une enceinte étanche et sous vide. Le fluide chauffant provoque alors une évaporation de l'eau de mer.

La vapeur ainsi formée est condensée sur un faisceau tubulaire, placé dans la partie haute de l'enceinte et dans lequel circule l'eau de mer froide. L'eau distillée et condensée s'écoule du faisceau et est recueillie dans une goutlotte d'où elle est pompée pour des usages divers. La température d'ébullition de l'eau de mer varie avec la pression donnée, il est important de noter que, pour une pression donnée, il existe un écart entre la température d'ébullition de

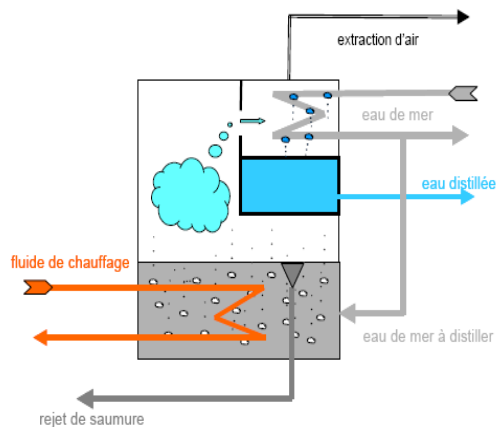


Figure I.2: Principe de distillation à simple effet (Danis, 2003)

l'eau pure et celle d'une eau saline (figure I.2). (Danis, 2003)

I.2.2 Distillation à multiples effets

On utilise la distillation à multiples effets pour améliorer le rendement thermique du cycle évaporation-condensation. La chaleur de condensation de la vapeur produite dans une première chambre d'évaporation réchauffe une seconde chambre à pression et température plus faibles et ainsi de suite.

L'eau de mer est chauffée dans le premier effet, vaporisant une fraction d'eau de mer, une partie de cette vapeur est condensée par le faisceau tubulaire où circule de l'eau de mer froide.

L'autre partie de la vapeur est renvoyée dans l'effet suivant, maintenu à une pression plus faible que le premier. De même, une partie de la saumure chauffée dans le premier effet est également utilisée pour chauffer l'eau de mer dans le second. à chaque effet, l'eau distillée est envoyée dans un collecteur (figure I.3) (Danis, 2003).

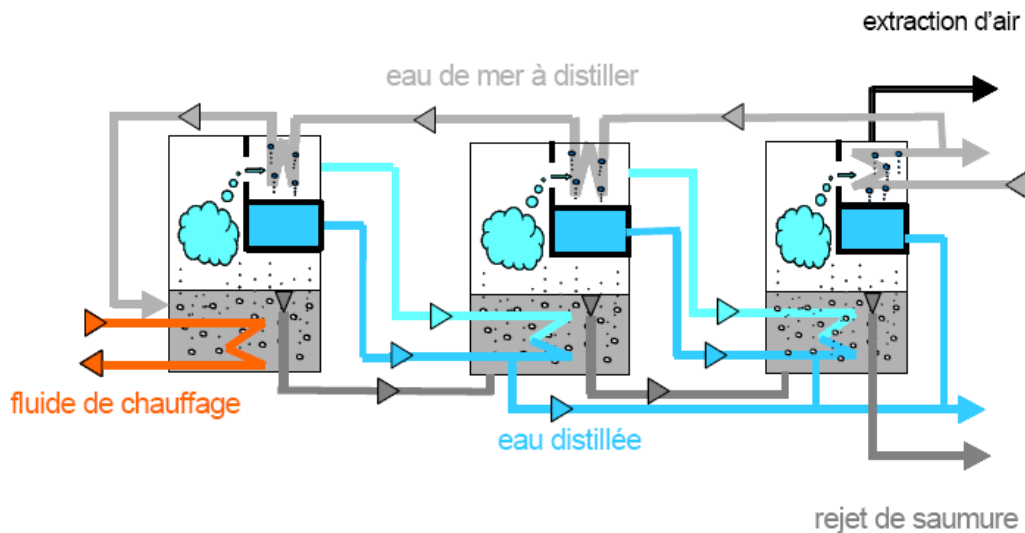


Figure I .3: Distillation à multiples effets (Danis, 2003)

I.2.3 Distillation par détente successives (Multistage Flash, MSF)

Ce procédé dit Flash consiste à maintenir l'eau sous pression pendant toute la durée du chauffage ; lorsqu'elle atteint une température de l'ordre de 120°C, elle est introduite dans une enceinte (ou étage) où règne une pression réduite. Il en résulte une vaporisation instantanée par détente appelée Flash. Une fraction de l'eau s'évapore puis va se condenser sur les tubes condenseurs placés en haut de l'enceinte, et l'eau liquide est recueillie dans des réceptacles en dessous des tubes (figure I.4). (Maurel, 2006).

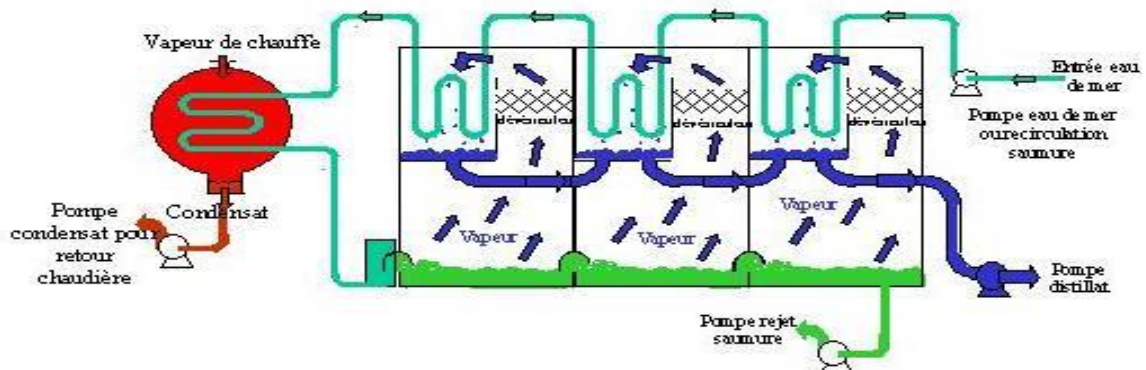


Figure I .4: Principe de fonctionnement d'un système par détente successives (MSF) (UNEP/MAP, 2003)

I.2.4 Distillation par compression de vapeur

L'eau de mer à dessaler est portée à ébullition dans une enceinte thermique isolée. La vapeur produite est aspirée par le compresseur qui élève sa température de saturation. Cette vapeur traverse ensuite un faisceau tubulaire placé à la base de l'enceinte et se condense en provoquant l'ébullition de l'eau salée (figure I.5). (Rovel, 2012)

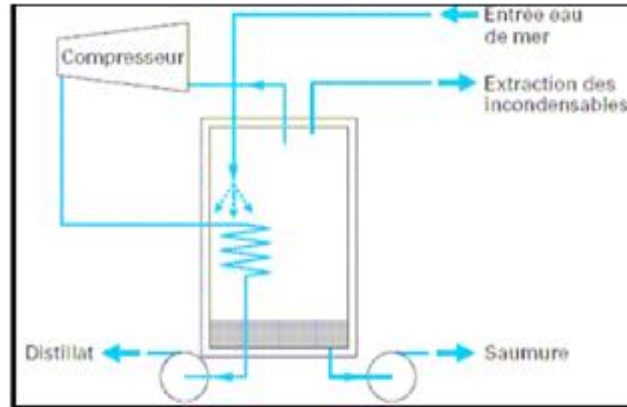


Figure I .5: Compression mécanique de vapeur (Danis, 2003)

I.2.5 Perspectives de la distillation

Les perspectives de développement de la distillation pour le dessalement de l'eau de mer sont importantes, nous citerons les points forts de ce procédé :

- Les performances et les coûts de la distillation sont pratiquement indépendants de la salinité de l'eau de mer à traiter ;
- Les procédés de distillation ne nécessitent pas de prétraitement sophistiqué de l'eau de mer : une filtration classique et une chloration pour éviter la prolifération d'organismes marins sont généralement suffisantes ;
- La salinité de l'eau produite par distillation est très faible (de 5 à 30 mg/l), on peut même atteindre 1 mg/l, grâce à l'utilisation de séparateurs performants dans les évaporateurs ;
- Une grande partie de l'énergie nécessaire est constituée par l'énergie à bas niveau (température comprise entre 80 et 110°C) que l'on peut obtenir dans certains cas à des coûts très faibles.
- unité de distillation moins sensible aux problèmes de colmatage
- site disposant d'énergie dégradée à coût très faible
- obtention d'une eau pure pour l'industrie qui atteint 5 à 30 ppm de salinité

La distillation même si elle comporte quelques inconvénients ou même si elle est assez chère est un procédé couramment utilisé pour le dessalement de l'eau de mer. C'est aussi un des plus connus et un des plus simples à reproduire. Cette technique restera longtemps en « 1 » place dans la catégorie « dessalement d'eau de mer » jusqu'à la découverte d'un procédé plus performant et moins coûteux.

I.3 AUTRES PROCÉDÉS DE DESSALEMENT

❖ Congélation :

La congélation de l'eau de mer fournit des cristaux de glace exempte de sel, le dessalement par congélation nécessite trois étapes :

- Congélation partielle de l'eau de mer ;
- Séparation des cristaux de glace pure avec la saumure ;
- Fusion des cristaux de glace.

Lorsqu'on refroidit une eau de mer jusqu'à environ (-2°C), il y a une formation de cristaux de glace qui sont constitués d'eau douce. L'eau de mer étant alors plus concentrée, elle résiste mieux à la congélation, si on fait baisser l'avantage la température, la production de glace augmente, aux environs de la température (-9°C), de surface de sodium déca-hydraté à tendance à participer pour produite de l'eau au- dessous de cette température. (Maurel, 2006).

❖ Echange d'ions :

Certaines résines, insolubles, ont la propriété d'échanger certains de leurs ions avec ceux des sels dissous dans la solution (l'eau de mer) avec laquelle on met ces résines en contact. On utilise les résines anioniques pour échanger les anions de la solution par des ions OH^- et les résines cationiques qui permettent de remplacer les cations (Na^+) par des ions H^+ . Ce procédé est plutôt utile pour déminéraliser l'eau de faible teneur en sel. (Maurel, 2006).

❖ Distillation solaire :

On utilise surtout la distillation solaire pour obtenir des petites quantités d'eau douce. Cette méthode est fréquemment utilisée dans les îles grecques et en Polynésie par l'énergie solaire globale qui atteint le sol dans les régions tropicales et «équatoriales et qui est d'environ $58.6 \text{ kJ (m}^2\cdot\text{min)}$ et un évaporateur solaire constitué d'un bac pour contenir l'eau à faire évaporer et pour absorber l'énergie solaire, une toiture de verre ou de matière plastique ainsi que deux rigoles destinées à recevoir l'eau douce produite. L'énergie rayonnante de faible longueur d'onde traverse la toile de verre, absorbée en grande partie par l'eau et par le fond du bac pour être convertie en énergie thermique produisant ainsi de l'eau douce qui s'infiltre vers les rigoles se trouvant latéralement au bac (figure I.6). (Maurel, 2006)

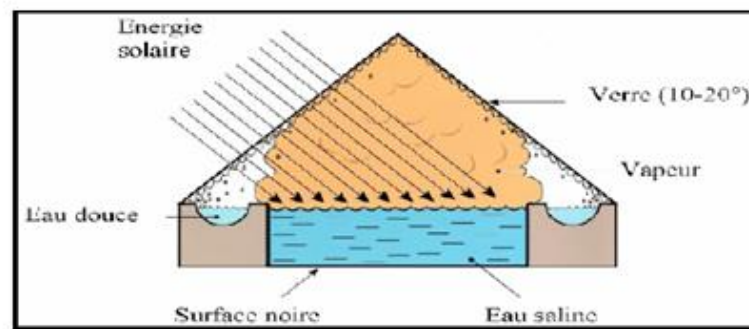


Figure I .6: distillation solaire (Maurel, 2006).

I.4 LES PROCÉDES MEMBRANAIRES

I.4.1 Généralités

Le procédé de traitement des eaux par membrane d'osmose inverse est une des techniques de filtration membranaire. Il est utilisé en dessalement des eaux saumâtres, des eaux de mer et également pour la réutilisation des eaux usées urbaines et industrielles. L'objectif principal de cette technologie est l'élimination des sels et des substances organiques présentes dans les eaux ainsi qu'une partie des bactéries et des virus. En dessalement des eaux de mer, l'osmose inverse reste en compétition avec les procédés thermiques (multi flash ou multi effet). Le choix entre ces deux technologies dépend essentiellement des coûts énergétiques (électricité et vapeur), de la qualité de l'eau brute à traiter ou de l'eau dessalée à obtenir. (Jamaly et al, 2014) et (PNUE, 2001)

a) L'ultrafiltration (UF) :

L'ultrafiltration a pour objet de séparer deux constituants en solution en fonction de leurs masses moléculaires. La membrane utilisée a des micropores de dimensions comprises entre 0.002 et 0.05mm, cette technique a des applications très divers, tels que les industries agroalimentaires, Textiles et pharmaceutiques ainsi que dans le traitement des eaux.

b) La microfiltration (MF) :

Cette technique s'apparente à l'ultrafiltration mais s'en distingue par la nature des espèces à arrêter. De ce fait elles concernent la clarification et la stérilisation des eaux et des liquides alimentaires ou biologiques.

c) L'osmose inverse :

Ce procédé fait l'objet de notre étude, OI est un procédé de séparation des sels dissous, la matière organique, les virus et bactéries de l'eau au moyen de membranes semi-perméables sous l'action de la pression (54 à 80 bar pour le traitement de l'eau de mer)

d) L'électrodialyse :

L'électrodialyse consiste à transférer des ions de sels dissous à travers des membranes qui ne laisse pas passer l'eau épurée, le mouvement des ions est provoqué par un champ électrique, l'électrode négative (cathode) attire les cations, tandis que les anions se déplacent vers l'électrode positive (anode) (figure I.7).

Les installations sont formées d'empilements compartimentés de membranes alternativement anionique et cationique, un compartiment sur deux renferme des saumures concentrées et un sur deux du permet épuré.

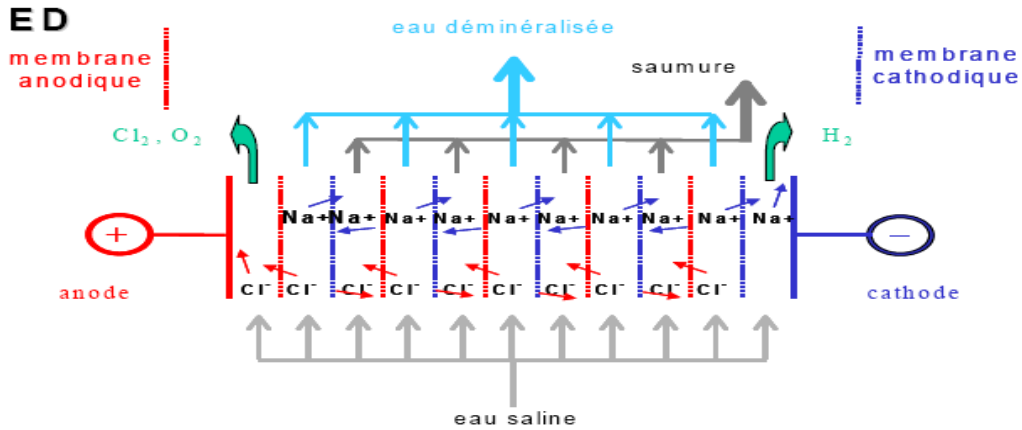


Figure I .7: Principe de dessalement par l'électrodialyse (Bushnak, 2012)

❖ **Les membranes d'électrodialyse :** (Maurel, 2006).

Les membranes utilisées en électrodialyse sont des membranes échangeuses d'ions qui se présentent sous la forme de feuilles dont l'épaisseur est comprise entre 0.1 et 0.8mm. Du point de vue propriétés on distingue deux types de membranes :

- Les membranes échangeuse de cations qui sont perméables uniquement aux cations et dont le groupement fonctionnel est en général un groupement acide sulfonique (SO_3^-).
- Les membranes échangeuse d'anions qui sont perméables uniquement aux anions et dont le groupement fonctionnel est en général un groupement ammonium quaternaire (NR_3^+).

I.4.2 Osmose inverse

- ❖ **L'osmose :** est un principe naturel. Si deux solutions aqueuses ayant une concentration saline différente, sont séparées par une membrane, l'eau passe spontanément de la solution la moins concentrée en sel à la plus concentrée.
- ❖ **L'osmose inverse :** est basée sur le principe opposé. Elle consiste à appliquer à cette eau salée une pression importante supérieure à la pression osmotique. qui nécessite une consommation énergétique élevée, pour la faire passer à travers une membrane. Au terme de l'opération, seules les molécules d'eau traversent la membrane, fournissant ainsi de l'eau douce (figure I.8) .

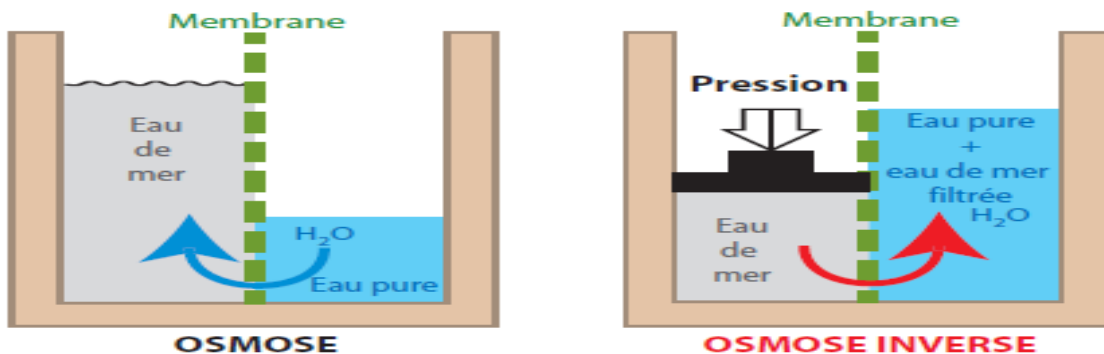


Figure I .8: Principe de l'osmose et de l'osmose inverse (Bushnak, 2012)

- ❖ L'écoulement s'effectue en continu tangentiellement à la membrane. Une partie de la solution à traiter (débit Q_0) se divise au niveau de la membrane en deux parties de concentrations différentes (figure I.9):
 - une partie (débit Q_p) passe à travers la membrane (perméat)
 - une partie qui ne passe pas à travers la membrane (concentrat ou retentât) et qui Contient les molécules ou particules retenues par la membrane .

Osmose inverse Procédé de choix (Maurel, 2006).

L'osmose inverse progresse sur le marché de dessalement pour les raisons suivante:

- ✓ Amélioration des performances des membranes d'osmose inverse (augmentation de la surface, réjection, perméabilité, matériaux...)
- ✓ Amélioration des performances des technologies de récupération d'énergie.
- ✓ Mise en œuvre plus facile
- ✓ Effet de tailles des projets
- ✓ Baisse des prix des équipements et des membranes.
- ✓ éprouvé et maîtrisable techniquement
- ✓ Modulable et flexible eu égard la demande en eau

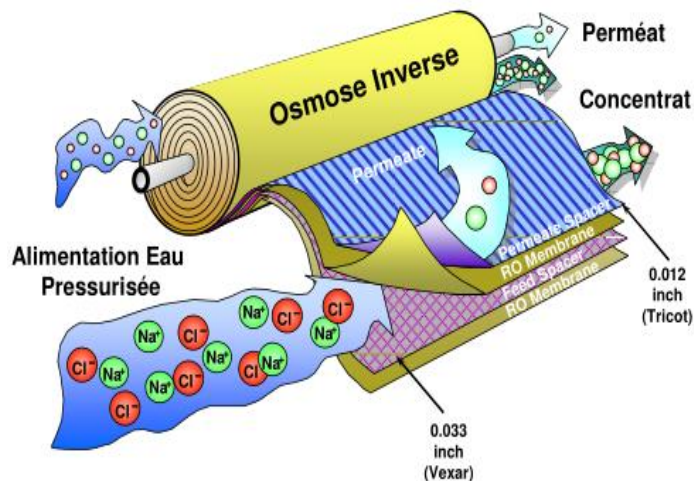


Figure I.9: membrane d'osmose inverse (Bushnak, 2012)

Mécanisme de transfert de matière

Plusieurs théories ont été avancées pour décrire les transferts de matière à travers les membranes semi-perméables et expliquer le mécanisme de sélectivité (figure I.10) :

- Le modèle de type « solubilisation - diffusion » où le soluté et le solvant se dissolvent dans la membrane et y diffusent.
- Le modèle basé sur la notion de « capillaires » qui s'applique pour les membranes de microfiltration et moins l'ultrafiltration.

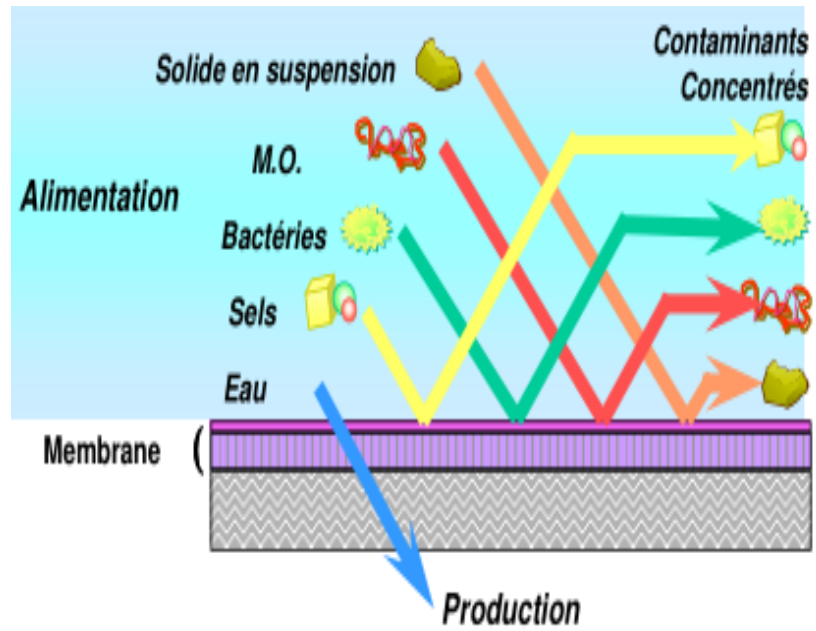


Figure I .10: Mécanisme de transfère de matière (Maurel, 2006).

Schéma général d'une installation d'osmose inverse

Les principaux constituants d'une installation d'osmose inverse sont les suivant (figure I .11) :

- Le poste de prétraitement ;
- Module avec la membrane ;
- La pompe haute pression ;
- Un système de récupération d'énergie.

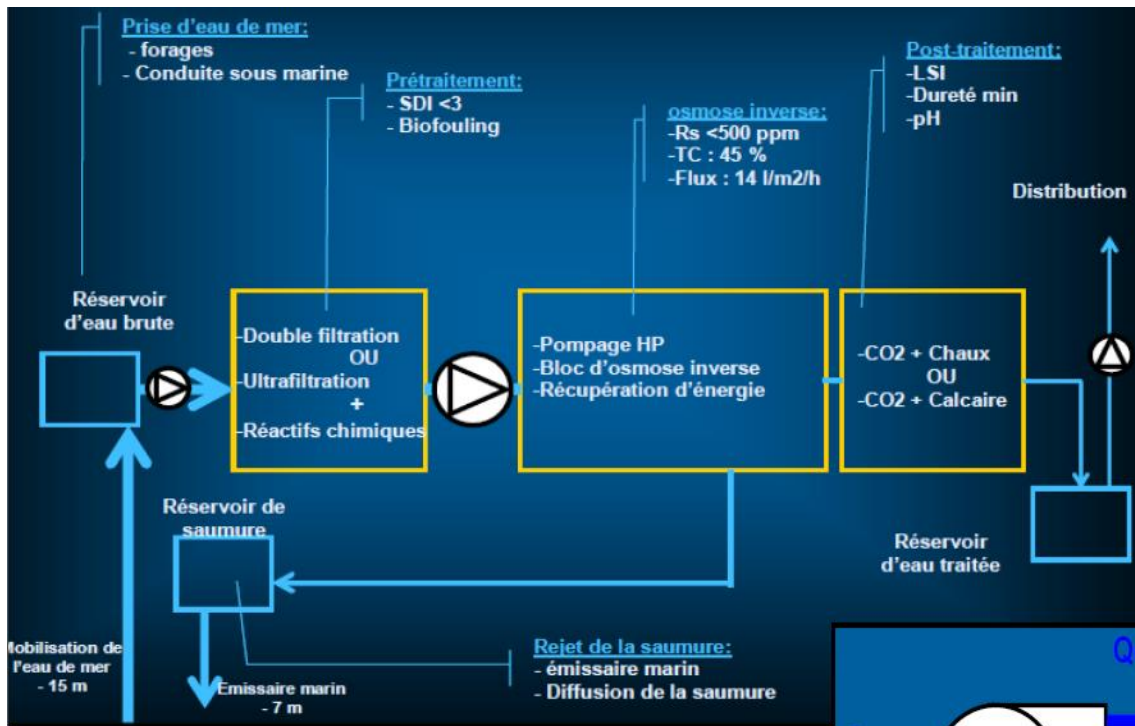


Figure I .11: Éléments constitutifs d'une unité d'osmose inverse (Lattemann, 2010)

NOTE :

- ❖ **Le prétraitement** est essentiel dans le procédé d'osmose inverse parce que les surfaces des membranes doivent rester propres. Tous les solides en suspension sont donc éliminés et l'eau est traitée afin d'éviter la précipitation des sels ou le développement de micro-organismes.
- ❖ **l'étape de prétraitement** comprend une filtration très fine (maintenant à l'aide des membranes de nano filtration) et un traitement acide (ou l'addition d'autres produits chimiques) qui empêche le développement des micro-organismes. La pompe à haute pression fournit la pression nécessaire pour faire passer l'eau douce à travers la membrane.

Membranes d'osmose inverse**a) Les membranes :**

- ❖ Est appelée membrane tout matériau qui mis sous la forme de parois minces a la propriété d'opposer une résistance sélective au transfert des différents constituants d'un fluide et donc de permettre la séparation de certains des éléments composant ce fluide
- ❖ La membrane est constituée d'une surface plane dont la perméabilité est sélective. Son objectif principal est d'éliminer le sel. Elle assure également la rétention des composants indésirables dans l'eau (micro algues, bactéries, certains virus, microorganismes, micropolluants), supprime la turbidité (eaux troubles), limite les sous-produits de désinfection et permet la production d'une eau épurée.

b) Caractérisations des membranes :

La caractérisation d'une membrane revient à mesurer les paramètres suivant :

- la distribution des tailles des pores
- la perméabilité à l'eau
- la sélectivité de la membrane

c) Les module des membranes d'OI :

Actuellement quatre types de modules sont commercialisés et les membranes les plus couramment utilisées pour le dessalement de l'eau de mer sont la membrane à fibre creuse et la membrane de type spirale

❖ Modules spirales

Les modules de type spiralés sont constitués d'une membrane plane et des espaceurs qui sont enroulés sur un tube destiné à recueillir le pénétrant, de manière à former des canaux permettant l'écoulement du pénétrant et de la solution (figure I.12).

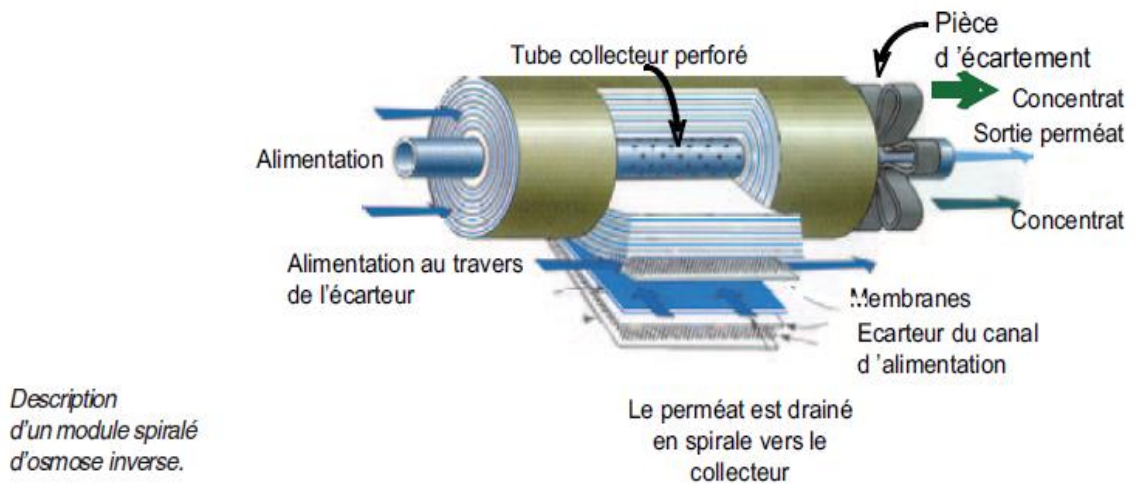


Figure I .12: Module d'osmose inverse à enroulement spiralé (Rovel, 2012).

❖ Modules à fibres creuses

Les modules à fibres creuses sont constitués de paquets de minuscules tubes capillaires poreux, les ions sont rejetés lorsque l'eau traverse les parois des tubes et le perméat est recueilli à l'intérieur du canal central de fibres, les saumures se concentrent à l'extérieur des fibres contenues dans un réservoir.

❖ Modules tubulaires

Ce type de module est constitué de tubes métalliques ou plastiques sur lesquels est fixée la membrane semi-perméable. Le diamètre du tube est de 5 à 15 mm. En générale l'eau de mer sous pression circule à l'intérieur du tube et l'eau douce produite est récupérée à l'extérieur du tube, le tube est soit poreux, soit perforé de trous pour permettre l'évacuation du perméat (figure I .13).

❖ Modules plans

Ce type de module qui est le plus simple, est aussi le plus ancien. Il peut se présenter soit sous forme de plaques unitaires, soit sous forme de cartouches, un des paramètres importants est la distance entre membranes :

- faible épaisseur : nécessite de pré-filtration et difficulté de nettoyage.
- forte épaisseur : volume mort important et énergie de pompage élevée.

Choix des paramètres de fonctionnement : (Maurel, 2006) et (Rovel, 2012)

a) Choix du taux de conversion :

Le taux de conversion Y est le rapport entre la quantité d'eau douce produite et la quantité d'eau de mer

$$Y = \text{Débit perméat} / \text{Débit d'alimentation}$$

-du point de vue économique, on a en effet intérêt à adopter un taux de conversion le plus élevé possible, de manière la quantité d'eau brute entrant dans l'installation, d'où des investissements plus faibles et une consommation d'énergie réduite

-un taux de conversion élevé a pour conséquence une concentration du circuit saumure plus importante d'où des risques de précipitation des sels peu solubles et une augmentation de la salinité de l'eau produite

b) Choix de la pression :

Comme pour tout procédé de séparation, le choix de la pression de fonctionnement doit faire l'objet d'une optimisation entre le cout de la consommation énergétique et le cout lié à la surface de membranes , en effet , lorsque la pression augmente la consommation d'énergie devient plus importante, par contre pour une production donnée, la surface de membranes nécessaire devient plus faible .

- La pression de fonctionnement doit être supérieure à la pression osmotique
- la sélectivité d'une membrane d'OI augmentant avec la pression on pourra dans certain cas être amenée à choisir la pression en fonction de la sélectivité souhaitée pour la membrane
- lorsque la pression est très élevée se pose des problèmes de tenue mécanique des membranes (compactage), ainsi que des modules .actuellement la pression maximale se situent aux environs de 70 – 80 bars

c) Choix de la température :

Pour une pression donnée le compactage d'une membrane est d'autant plus important que la température est élevée le débit d'eau à travers la membrane augmente avec la température par suite de la diminution de la viscosité, cette augmentation est environ 3% par degré Celsius

d) Consommation de l'énergie :

Le procédé d'osmose inverse ne faisant pas intervenir de changement de phase, doit présenter une consommation d'énergie plus faible que l'autre procédé de séparation telle que la distillation.

Qualité de l'eau traitée par osmose inverse

L'eau obtenue par traitement sur membranes d'osmose inverse est exempte de toute particule solide et de tout colloïde

- l'eau sortante de l'osmoseur est complètement déminéralisée, sont ainsi éliminés totalement ou en quasi- totalité, nitrates, amiante, herbicides, calcaire, mercure, plomb, et autres métaux lourds ainsi que tout ce qui est dissous, dans les conditions standard d'évaluation des performances ,des performances ,le pouvoir de rendons des membranes polyamide d'OI
- l'eau traitée par l'OI et une eau apyrogène, puisque les endotoxines pyrogènes, de masse molaire très élevée sont en totalité retenues par les membranes, dans la pratique cette théorie est presque toujours vérifiée
- les expériences montre que l'eau traité par l'OI est presque toujours une eau stérile, il impossible de garantir de façon absolue une telle stérilité

Les paramètres influençant le fonctionnement d'un système d'osmose inverse

(Maurel, 2006), NRC (2008) et (Rovel, 2012)

a) le vieillissement des membranes :

La productivité des membranes diminue avec le temps, cette diminution est due au compactage et au vieillissement des membranes, pour prédire la baisse des performances des membranes on peut se baser sur :

- une diminution du flux de 7% par an
- une augmentation du passage en sels de 10% par an

b) Le dimensionnement :

Un bon dimensionnement du système d'osmose inverse permet d'optimiser son exploitation, par diminution des risques de colmatage rapide ; le bon dimensionnement permet aussi de diminuer le compactage naturel des membranes

c) condition d'exploitation :

Un système d'OI doit fonctionner le plus possible en continu afin d'éviter les arrêts et les démarrages brusques qui entraînent des cycles répétés de compression et de relâchement des membranes ce qui accélère leur vieillissement il faut aussi éviter les coups de bélier qui endommagent la couche active des membranes, ce qui se caractérise par l'empreinte des espaceurs sur la surface visible des membranes.

On peut aussi constater le vieillissement ou le mauvais fonctionnement des membranes en surveillant l'évolution de la perte de charge tout au long des éléments.

Le procédé d'OI semble être la technologie du futur pour le traitement de l'eau .En effet, ce procédé non polluant permet de produire une qualité constante quelque soit la qualité de l'eau brute.

1. 3.2.8 La durée de vie d'une membrane :

La durée de vie d'une membrane dépend évidemment de ses qualités chimiques et ses conditions d'emploi :

- pression de fonctionnement
- température de
- pH
- qualité du pré traitement



Figure I .13: Module des membranes (Rovel, 2012)

Les paramètres influençant sur les membranes

La membrane est le point clef des installations par osmose inverse. Or la séparation membranaire possède un talon d'Achille : le colmatage de la membrane.

❖ Que peut-il causer l'encrassement des systèmes d'osmose inverse?

Quatre différents types d'encrassement sont identifiés:

- Encrassement par les particules
- Biofouling (encrassement biologique)
- Encrassement Organique
- Colmatage

a) Biofouling :

- défini comme l'accumulation des bactéries, y compris sur la surface due à l'attachement et la croissance bactérienne.
- L'accumulation de biomasse/ formation du biofilm à tel niveau que des problèmes opérationnels surviennent, est appelée. «**Biofouling** » (Maurel, 2006)
- Le Biofouling dans les systèmes d'Osmose Inverse et nanofiltration est causé par les bactéries, sont partout. Même dans l'eau potable. La taille d'une Bactérie est petite entre 0.1–10 µm (Maurel, 2006)
- Les Bactéries ont tendances pour adhérer aux surfaces, y compris les surfaces membranaires. Elle produit des substances polymères extra cellulaire (Polysaccharides, Protéines, Glycoprotéines, Lipoprotéines, autres macromolécules), ces substances sont à l'extérieur des cellules et agissent comme une "colle"

Compréhension du problème :

- La raison fondamentale du biofouling est la présence de la nourriture dans l'eau d'alimentation. La bactérie dans l'eau a besoin de la matière organique pour survivre et se multiplier. Quand un excès de nourriture est disponible le nombre des bactéries augmente. (Jamaly et al, 2014)
 - Le chlore oxyde la matière organique et la transforme en matière organique assimilable, et ces matières formés par chloration de l'eau brute.
 - En effet, le Chlore réagit avec la matière organique naturelle tel que l'acide humique pour former du carbone organique assimilable / biodégradable.
 - Le Chlore coupe les molécules larges de l'acide humique en petits morceaux, qui sont assimilables (peuvent être mangés) par les bactéries
 - La nourriture peut être introduite par : l'acide sulfurique contaminée ou l'acide Chlorhydrique, due au nettoyage insuffisant des citernes de stockage ou acide utilisé ailleurs.
 - Les séquestrant qui sont biodégradables (les acides poly carboxyliques , Les acides poly maléiques , Les acides poly acryliques, Les phosphorâtes) (Jamaly et al, 2014)
- b) L'encrassement organique :** Il peut être provoquée par la matière organique naturelle; acides humiques due à:
- L'adsorption ou la réaction chimique avec le matériau de la membrane
 - Précipitation due au changement du pH dans l'eau d'alimentation (dose d'acide) dépassant la solubilité due à la concentration dans les saumures
- « Produits de pétrole, Polymères organiques utilisés dans le prétraitement »

c) L'entartrage :

- Les composés inorganiques faiblement solubles présents l'eau brute, voient leurs concentrations augmenter dans la saumure (concentrât)

- La précipitation peut avoir lieu quand la solubilité va être dépassée

Exemples :

- | | |
|------------------------------|--------------------|
| ▪ Carbonate de calcium | Sulfate de calcium |
| ▪ Silice (SiO ₂) | Sulfate de baryum |
| ▪ Sulfate de strontium. | |

Comment éviter l'entartrage :

- Ne pas dépasser la solubilité d'aucun composé.

Cette approche limite le taux de conversion, ce qui engendre un prétraitement plus important et une perte d'eau et d'énergie.

- Dosage d'un acide pour éliminer la super saturation.

- ❖ Ceci est applicable seulement pour le carbonate de calcium.
- ❖ Dosage d'un séquestrant (en combinaison avec un acide)
- ❖ Le séquestrant permet un taux de super saturation Sr significatif des composés inorganiques faiblement solubles. (Maurel, 2006)

d) L'encrassement par particules :

- Les particules en suspension et colloïdales ex:

*argile *Matières organiques

* Coagulants « Fe (OH) 3, Al (OH) 3 »

* Algues *Bactérie, sans multiplication

* fer (II) adsorbé et oxydé en Fe(OH) 3

*Manganèse (II) adsorbé et oxydé en Mn₃O₄ MnO₂

e) Colmatage des membranes :

- Le dépôt de matières entraîne la formation d'une couche à la surface de la membrane ce qui a pour conséquence de réduire le débit de filtration et donc les Performances de l'opération. Le colmatage est responsable dans trois quarts des cas du vieillissement de la membrane
- Le colmatage est un des problèmes les plus importants que l'on rencontre lors de la mise en œuvre des techniques à membranes.
- Il peut être défini comme une diminution de débit de perméat au cours du temps qui associée en générale à une variation de la sélectivité.
- Les dépôts qu'ils rencontrent peuvent être de nature très diverses :
 - ✓ les sels minéraux (carbonate de calcium, sulfate de calcium, sulfate de magnésium).
 - ✓ Les hydroxydes (hydroxyde de fer).
 - ✓ Les matières organiques (protéine, gels divers).
 - ✓ Les films biologiques provenant de développement, bactérien.
 - ✓ La concentration top élevée (soit la concentration moyenne, soit les surconcentrations local dues aux phénomènes de polarisation.
 - ✓ La présence des matières en suspension qui se déposent sur les membranes par suite de conditions hydrodynamiques favorables (vitesse faible).
 - ✓ La réaction d'adsorption entre certaines molécules et les matériaux membranaires.

- ✓ Moyens de prévention du colmatage :
- ✓ Les moyens de prévention doivent être adaptés à la nature de phénomène qui est à l'origine de colmatage. (Jamaly et al, 2014) et (Maurel, 2006)

Nettoyage des membranes :

Le choix des solutions de nettoyage dépend, d'une part, de la nature des dépôts qui sont à l'origine du colmatage et d'autre part, de la nature des membranes : il faut en effet dissoudre des dépôts sans détériorer ces dernières. (Maurel, 2006) et (Rovel, 2012)

- On comprend dans ces conditions que chaque fournisseur de membrane préconise pour chaque cas une solution de nettoyage fonction de la nature de la membrane et de la nature du dépôt.
- Quand les membranes sont encrassées une pression plus élevée est nécessaire pour maintenir les flux (capacité).
- Pour éviter un encrassement irréversible les fabricants des membranes recommandent de nettoyer chimiquement les membranes quand la pression augmente de 10-15%
- **Nettoyage par contre pression:**

Cette procédure appelée en anglais « back flushing » consiste à employer une pression dirigée du circuit de perméat vers le circuit de concentrât. Un volume contrôlé et perméat traverse la membrane en sens inverse et, dans de nombreux cas, élimine une partie des dépôts, l'efficacité de ce nettoyage dépend beaucoup d'une part de type de dépôt, et d'autre part de la fréquence et de l'amplitude des impulsions de la pression appliquée à contre-courant.

- **Les produits chimiques utilisés pour le nettoyage des membranes :**
 - Acide citrique pour éliminer le fer
 - Soude caustique avec EDTA (pH=10, non acétate cellulose) pour éliminer la matière organique et le biofouling.
 - Produits Commerciaux (détergents).

Avantages des procédés à membranes :

Avant tout, ils permettent de diminuer par 3 ou 4, les consommations énergétiques par rapport au dessalement thermique. Toutefois, les chercheurs travaillent à améliorer certains points: gérer les résidus (concentrât) pour améliorer le bilan environnemental,

- Augmenter le rendement : le volume d'eau pompée est 2 à 3 fois supérieur au volume d'eau potable produite par le dessalement,
- maîtriser les phénomènes de colmatage,
- réduire les coûts de fonctionnement.

Conclusion :

Nous avons pu constater que de nombreux facteurs influent sur la rentabilité de ces techniques, tels que : la concentration en sel de l'eau à traiter, le climat des régions où les usines sont installées. Toute fois à grande échelle, l'osmose inverse reste la méthode la plus rentable car elle est moins coûteuse que la distillation ou que l'électrodialyse et qu'elle permet de traiter une plus grande quantité d'eau.

L'OI permet de produire une qualité constante quel que soit la qualité de l'eau brute.

I.4.3 Consommation énergétique

Consommation énergétique d'une usine de dessalement

Pour le calcul de la consommation énergétique de l'usine, nous prendrons en compte les éléments suivants :

- Pompes de captage
- Pompes Hautes Pression (HP)
- Autres sources (éclairage, ventilation, ...)
- Récupérateurs d'énergies (échangeurs de pression, turbines, ...)

Moyennes de consommation énergétique de procédés de traitement de l'eau :

Il existe des valeurs moyennes calculées par Veolia Environnement et présentées dans le Tableau I.1.

Tableau I .1: Consommation électrique de filières de production d'eau potable
(Vince et Debatz, 2007)

Filière de production d'eau potable	Consommation Electrique (Wh/m3 d'eau potable)
Traitement conventionnel	50 – 150
Traitement membranaire (UF ou MF)	100 – 200
Traitement membranaire avancé d'eau de surface ou de nappe	250 – 700
Dessalement d'eau saumâtre (NF ou OI)	600 – 1500
Dessalement d'eau de mer avec système de récupération d'énergie (OI)	3000 – 5000
Dessalement d'eau de mer sans système de récupération d'énergie (OI)	5500 – 8000
Dessalement thermique (distillation)	> 6000
Réutilisation d'eau usée	250 – 1500
Traitement des boues	5 – 15

Pour le procédé de dessalement d'eau de mer par osmose inverse (OI) avec système de récupération d'énergie, la consommation moyenne d'électricité est de **3 à 5 kWh/m³** d'eau produite.

CHAPITRE II: LE DESSALEMENT DANS LE MONDE ET EN ALGERIE

II.1 INTRODUCTION

La terre, planète bleue est constituée d'eau à la 3 /4 de sa surface, mais cette quantité d'eau est salée ou non potable à plus de 99%. Ainsi les eaux douces naturelles sont rares, mal réparties, et demeurent une ressource fugace, sensibles aux sécheresses. Bien que la politique de l'eau soit un défi dans les pays subissant une pression sur les ressources en eau, cette politique est soumise à des contraintes socio-économiques, juridiques, géopolitiques, qui bloquent le développement de certaines régions. Face aux besoins d'eau douce dans le monde, pour la consommation des populations, l'irrigation, et le développement touristique.il paraît séduisant et logique d'avoir recours au dessalement de l'eau de mer.

Bien qu'un peu moins de 1% de l'eau potable consommée dans le monde soit produite à partir du dessalement, les perspectives offertes par cette technologie sont inexorablement rassurantes. En effet, 40 % de la population mondiale vit sur la côte, soit la zone d'utilisation raisonnable du dessalement.

17 000 unités de production d'eau potable, soit 51 millions de m³/jour d'eau produite, la production d'eau dessalée devrait dépasser 100 millions de m³/jour en 2016.

La technologie de l'osmose inverse, qui constituait 20% des unités de production au début des années 1980, s'impose aujourd'hui.

L'Etat algérien en a fait une priorité. La capitale de l'Ouest, Oran, et toute la région Ouest en général, souffrent depuis plusieurs décennies d'un dramatique déficit en eau potable.

La capitale de l'Ouest a besoin de 350.000m³/j d'eau potable pour la consommation de la population. Elle disposera désormais d'une station de dessalement d'eau d'une capacité de 500.000 m³ par jour, et de plusieurs petites unités, de quoi satisfaire les besoins en eau de 5 millions de personnes. Reste que le procédé qui permet de transformer l'eau de mer en eau douce est très gourmand en énergie, et donc coûteux. Le mètre cube d'eau est plus cher que celui issu des barrages.

L'Algérie a développé un programme ambitieux dans le domaine de dessalement des eaux de mer en mettant en place, en premier lieu, 23 stations « Monobloc » avec une capacité de 57,5 m³/d, réparties sur un littoral qui s'étale sur plus de 1200 Km de long. Suite à cette expérience, 14 grandes stations avec une capacité totale de 1,940,000 m³/j ont été réalisées entre 2003et 2011. Notons que la plus grande station a été mise en service en Avril 2015 avec une capacité de 500,000 m³/j, il s'agit de la station de Magtaâ (Mostaganem province). Selon les experts, la production d'eau par dessalement de l'eau de mer en Algérie, passe de 500,000 m³/j en 2008, 1.1 million m³/j en 2009 et 2.26 million m³/j en 2011 à 2.580.000 en 2020.

II.2 LA CROISSANCE PRÉVUE DU MARCHÉ DE DESSALEMENT

La capacité installée des stations de dessalement dans le monde a augmenté à un taux moyen de 12% par an au cours des cinq dernières années, et on prévoit que le taux de croissance de la capacité va augmenter encore plus loin. Fondée sur une analyse pays par pays, impliquant des projets de dessalement et des données officielles sur l'approvisionnement en eau et de la demande, des agences à travers le monde, la capacité installée pourrait plus que doubler à 98 Mm³ / j en 2015. (UNEP/MED, 2002a)

a)- Capacité globale par type de source d'eau :

Une grande partie de la croissance attendue du marché de dessalement aura lieu dans l'eau de mer, bien que le dessalement d'eau saumâtre sera vraisemblablement aussi devenir plus important à l'avenir. . Le dessalement de l'eau de mer est donc le processus de dessalement dominant, pour une production mondiale de l'eau de près de 27,9 Mm³ / j, qui est comparable à la décharge moyenne de la Seine à Paris (28,3 Mm³ / j). Un nombre limité d'usines sont situées dans des sites estuariens, comme la Tamise Passerelle usine de dessalement de l'Est de Londres avec une capacité de 150 000 m³ / j. L'usine retire l'eau saumâtre avec une teneur en sel maximale de 11 000 mg / l pendant la marée basse et nécessite donc seulement environ la moitié de l'énergie (1,7 kWh / m³) par rapport au dessalement de l'eau de mer par OI.

Cependant, la variabilité saisonnier de la marée , la matière organique dissoute de l'eau brute nécessite un prétraitement complexe constitué de la coagulation, floculation, la clarification, la filtration et ultrafiltration (NRC, 2008) et (UNEP, 2003). La demande réduite de l'énergie est le principal avantage des sites estuariens, cependant, le défi de prétraitement peut être la seule raison pour laquelle le nombre de projets ont été mis en œuvre à ce jour est limité.

b)- Capacité globale par le processus :

Tous les types de sources de l'eau inclus, l'osmose inverse (OI) est le processus de dessalement dominant. Il représente un peu plus de la moitié (51% ou 22,4 Mm³ / j) de la capacité mondiale (Figure II.1, 2eme rangée). 40% ou 17,7 Mm³ / j de la capacité mondiale est produit par distillation, soit usines avec (MSF) ou (MED) , de 32% (14 Mm³ / j) et 8% (3,7 Mm³ / j), respectivement. Les procédés de dessalement comprennent la nanofiltration sur membrane (NF) et l'électrodialyse (ED) traitent 4% du marché global (2Mm³ / d et 1.6Mm³ / j, respectivement).Le changement est considérable si on distingue entre les différents types de source d'eau: Les procédés thermiques représentent 61% (17,2 Mm³ / j) de la production de tous centrales de dessalement, dont 50% est produite dans des usines de MSF, et RO d'eau de mer (SWRO) représente 35%. Au contraire, RO représente 84% (6,9 Mm³ / j) de la production en eau saumâtre (SWRO), alors que la distillation joue un rôle négligeable pour l'eau saumâtre (<2%, 0,1Mm³ / j). (Lattemann, 2010) et (PNUE, 2001)

c)- Capacité globale par type d'utilisation :

Tous les types d'eau de la source inclus, eau dessalée est principalement utilisée pour la consommation domestiques et publiques et des fins industrielles: 70% (31 Mm³ / j) de l'eau dessalée à l'échelle mondiale est utilisé par les municipalités et 21% (9 Mm³ / j) par les industries (Figure II.1, 3eme rangée). Autres utilisateurs comprennent de la production d'énergie (4%), de l'irrigation (2%), militaires (1%) et tourisme (1%). Encore une fois, l'image est différente si 'on établit une distinction entre les types de source différentes de l'eau. Les municipalités sont également les principaux utilisateurs d'eau de mer dessalée et des eaux saumâtres et sont de 83% (23,2 Mm³ / j) et 61% (5 Mm³ / j) de la production, respectivement. (Lattemann, 2010) et (NRC, 2008)

d)- La capacité mondiale par capacité de la station :

49% de l'eau dessalée est produite par des installations de très grandes capacités de production de 50 000 m³ / j ou plus (usines »taille XL«, Figure II.1, dernière ligne). La part des productions en très grandes installations est encore plus élevée dans le secteur de l'eau de mer, où 66% (18,2 Mm³ / j) de l'eau est produite dans seulement 122 usines. À l'autre extrémité de l'échelle, environ 1 660 petites installations de dessalement d'une capacité de production de moins de 1 000 m³ / j comptent pour seulement 2% (0,6 Mm³ / j) de la production. Les usines de distribution ont de taille un peu plus homogène dans les secteurs des eaux saumâtres, où 24% et 27% de l'eau est produite dans des usines de taille XL, où de grandes usines pour 34% et 36% de la production, moyennes usines pour 33% et 32% de la production, et les petites usines pour 9% et 5% de la production, respectivement. (Bleninger, 2010)

2.2 Capacités de dessalement installées par région :

48% (21,0 Mm³ / j) de la production mondiale de dessalement a lieu au Moyen-Orient, principalement dans les pays du Golfe (19,3 Mm³ / j). 19% (8,2 Mm³ / d) de l'eau dessalée est produite en Amériques, 14% (6,2 Mm³ / j) en Asie, 14% (6,0 Mm³ / j) en Europe et 6% (2,8 Mm³ / j) en Afrique (Figure II.2), (Bleninger, 2010).

Le dessalement est le processus dominant dans la plupart des régions. 61% (17,1 Mm³ / j) la capacité mondiale de dessalement est situé dans les six États du CCG, à savoir, en Arabie Saoudite, les Émirats arabes unis, Koweït, Bahreïn, Qatar et Oman. 11% (2,9 Mm³ / j) de la capacité mondiale se trouve en Europe du Sud et 7% (2,0 Mm³ / j) en Afrique du Nord. Les trois zones marines fermées du Golfe, la mer Rouge et la Méditerranée donc représentent environ les trois quarts de la capacité mondiale de dessalement. L'Amérique du Nord est la seule région où le dessalement de l'eau saumâtre est dominant avec une capacité de 3,0 Mm³ / j, ce qui représente plus d'un tiers (36%) de la capacité de dessalement d'eau saumâtre mondiale. 21% de la capacité est situé dans le GCC États (1,7 Mm³ / j) et 13% (1,1 Mm³ / j) en Europe du Sud. (Lattemann, 2010) .

Dans le cadre de cette thèse, un plus grand intérêt de connaître et considérer les capacités des usines installées par zone de la mer plutôt que par région du monde, dus aux

impacts cumulatifs potentiels d'activité de dessalement sur le milieu marin par la pollution et la perturbation. Les petites mers semi-fermées peuvent être considérées comme des écosystèmes autonomes, qui sont particulièrement sensibles à la pollution.

II.2.1 Le golfe

En termes de zones maritimes, le plus grand nombre d'usines de dessalement peut être trouvé dans le Golfe avec une capacité de dessalement total d'environ $12,1 \text{ Mm}^3 / \text{j}$ ou environ 44% de la production journalière dans le monde entier (figure II.3) ^a. Les plus grands producteurs de l'eau dessalée dans le Golfe (et dans le monde) sont l'Arabie saoudite (25% de dessalement de l'eau de mer de la capacité mondiale entière de dessalement, dont 11% sont situés dans la région du Golfe, 12% dans la région de la mer rouge, et 2% à des lieux inconnus), les Emirats Arabes Unis (23% de la capacité mondiale de dessalement de l'eau de mer), et le Koweït (6%).

Les procédés thermique de dessalement dominant dans la région du Golfe. Environ 81% de l'eau dessalée dans la région du Golfe est produite par MSF et 13% par les usines MED, et seulement 6% par OI (SWRO). (Lattemann, 2010)

II.2.2 La Mer Rouge

Dans la région de la mer Rouge, les usines de dessalement ont une capacité de production totale de $3,6 \text{ Mm}^3 / \text{j}$ (13% de la capacité de dessalement à travers le monde, (figure II.4). La plupart des eaux sont produites dans les grandes centrales de cogénération (72%), principalement en côte d'Arabie Saoudite dans les lieux de Yanbu, Rabigh, Jeddah, Shoaiba et Assir. Plus grand complexe de dessalement dans le monde avec une production totale de l'eau de $1,6 \text{ Mm}^3 / \text{j}$ est situé à Shoaiba.

L'Arabie Saoudite représente 92% de la production d'eau dessalée dans la région de la mer rouge, 78% ($2,6 \text{ Mm}^3 / \text{j}$) de la production nationale provenant des centrales thermiques, alors que l'Egypte représente que 7% de la production d'eau dessalée de la mer Rouge, dont 90% ($0,2 \text{ Mm}^3 / \text{j}$) est produite par des petites usines d'OI, principalement sur la péninsule du Sinaï et dans les stations touristiques le long de la côte de la mer Rouge (Bleninger, 2010) et (Lattemann, 2010)

II.2.3 La mer Méditerranée

En Méditerranée, la production totale de dessalement de l'eau de mer est d'environ $4,0 \text{ Mm}^3 / \text{j}$ (14% de la capacité mondiale de dessalement (figure II.5). L'Espagne, avec environ 8% de la production totale du monde ($2,2 \text{ Mm}^3 / \text{j}$), est le troisième plus grand producteur d'eau dessalée à l'échelle mondiale et le plus grand dans la région. Cependant, environ 25% de la capacité espagnol est situé sur les îles Canaries dans l'océan Atlantique, et «seulement» environ 65% en Méditerranée (Lattemann, 2010). Le programme espagnol AGUA permettra d'accroître encore l'approvisionnement en eau sur la côte méditerranéenne par l'augmentation de la capacité de dessalement, de $1,4 \text{ Mm}^3 / \text{j}$ (2005) à plus de $2,7 \text{ Mm}^3 / \text{j}$ ($1\ 000 \text{ hm}^3 / \text{an}$)

jusqu'en 2010. Bien que les processus thermiques (MSF et MED) dominent dans la mer Rouge du Golfe, le processus principal dans la Méditerranée est le dessalement de l'eau de mer par l'osmose inverse OI (SWRO). En 2002, à la fois les installations d'OI et de distillation avaient encore de parts de marché égales dans la Méditerranée (UNEP/MED, 2002b). Aujourd'hui, le procédé d'OI représente 70% de la production en Méditerranée et pour 99% de la production espagnole en Méditerranée. Les installations de distillation se trouvent encore en Libye et l'Italie (en ordre décroissant de priorité), mais de nouvelles usines dans ces pays sont aussi des installations souvent en OI. Un grand exemple sur l'évolution dans le domaine de dessalement actuellement qui est en Algérie, marché le plus dynamique de dessalement de l'Afrique du Nord, où aussi la première grande usine d'OI (200 000 m³ / j) a été ouvert en Février 2008. C'est la première dans une série d'autres grands projets qui augmentera la capacité de dessalement du pays à 2 Mm³ / j en 2008 et à 4 Mm³ / j d'ici 2020. Sur la côte méditerranéenne, deux grandes installations d'OI sont mises en service avant 2010- l'usine d'Ashkelon avec une capacité de 330 000 m³ / j qui est aussi celle des plus grands projets de dessalement d'eau de mer par OI (SWRO) dans le monde, et l'usine de Palmachin (83 270 m³ / j). (Lattemann, 2010) et (UNEP/MAP, 2003)

II.2.4 Autres régions maritimes

Bien que le dessalement est une technologie déjà bien établie comme c'est indiqué ci-dessus En Californie, des projets potentiels de dessalement d'eau de mer, 15-20 projets d'une capacité combinée de 1,7 Mm³ / j est attendue pour 2030 (Figure II.6). Les deux plus grandes et la plupart des projets avancés sont situés dans les villes de Carlsbad et Huntington Beach avec une capacité de 200 000 m³ / j chacune.

En Australie, la première grande usine de d'OI d'une capacité de 144 000 m³ / j est devenu opérationnelle à Perth en 2006, suivi d'un deuxième projet de taille similaire au Gold Côte en 2008, et un troisième projet à Sydney en cours de construction qui aura une capacité initiale de 250 000 m³ / jour et peut être étendu à 500 000 m³ / jour si nécessaire (figure II.6). D'autres projets sont en cours de développement à Adélaïde, le golfe Spencer, près de Perth et à Karratha avec des capacités entre 120 000 et 140 000 m³ / j, et Victoria et Queensland avec des capacités de 400,000-450,000 m³ / j (Bleninger, 2010) et (NRC, 2008)

Un troisième exemple impressionnant est la Chine. La capacité de dessalement est actuellement estimée à environ 366 000 m³ / j, ce qui peut augmenter par le facteur de cent à 36 Mm³ / j jusqu'en 2020. La plupart des investissements sont dans les quatre nord-est provinces côtières de Tianjin, du Hebei, du Liaoning et du Shandong, où la pénurie d'eau totale entre 16,6 à 25,5 billion m³ / an en 2010. (Lattemann, 2010)

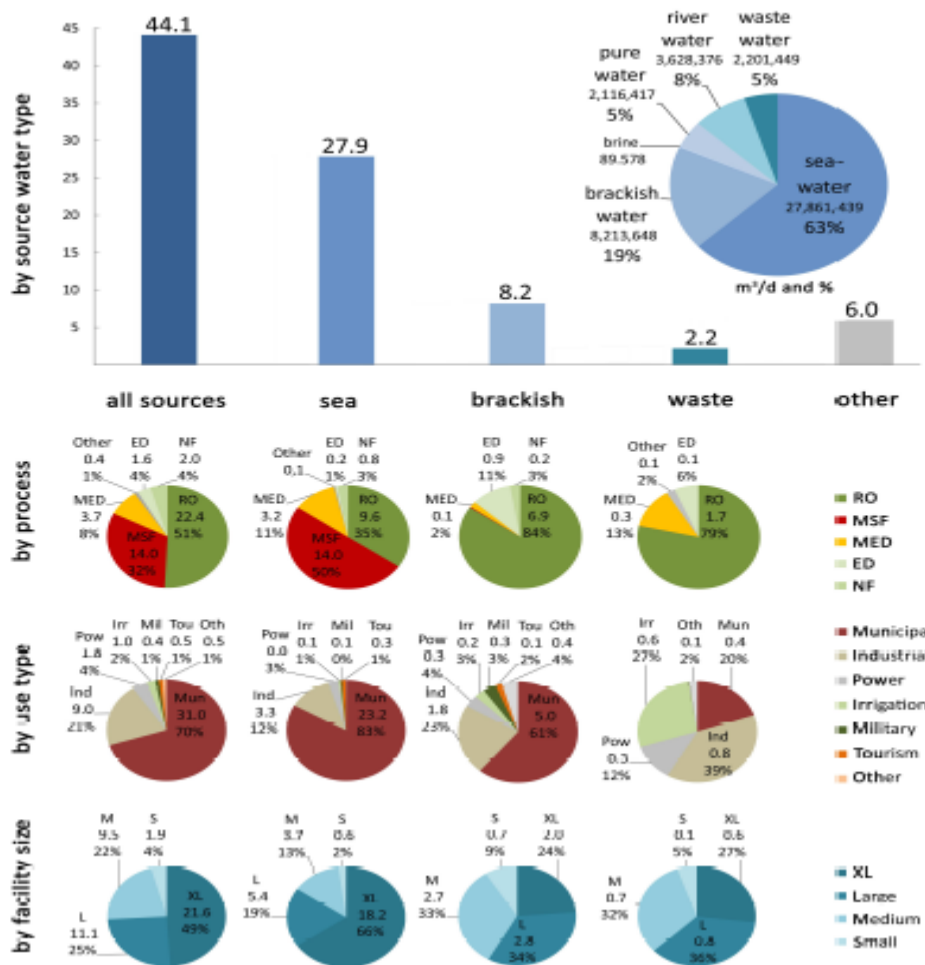


Figure II .1: capacité de dessalement mondial (Mm^3 / j et %) par type de source d'eau (rangée du haut), par processus et le type de l'eau de source (2^{ème} ligne), par type d'utilisation et le type de source d'eau (3^{ème} rangée) et par taille de l'usine et le type de l'eau de source (dernière rangée). Abréviations: osmose inverse (RO), distillation multi-étages flash (MSF), distillation à effets multiples (MED), la nanofiltration (NF), électrodialyse (ED). (Lattemann, 2010)

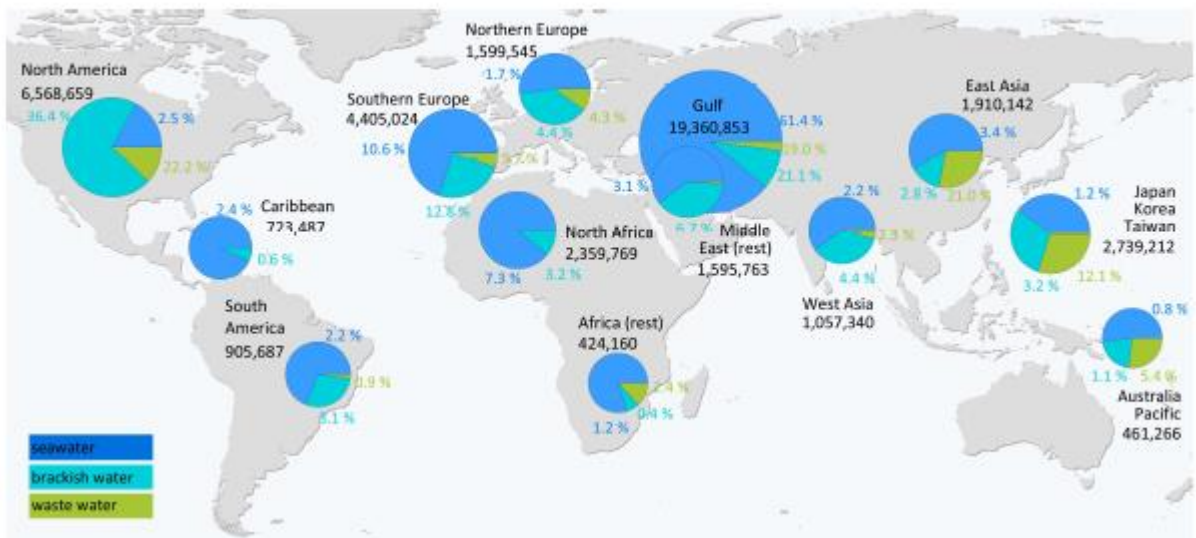


Figure II .2: capacité de dessalement mondial en m³ /j et %.

Par exemple, la capacité installée en Europe du Sud est 4.405.024 m³ / j. Ce chiffre comprend tous les types de sources d'eau. Représente la production en dessalement en Europe du Sud,. Les chiffres à droite du schéma circulaire donnent la contribution à la production mondiale, à savoir la capacité de dessalement de l'eau de mer en Europe du Sud représente 10,6% de la capacité mondiale de dessalement. . (Lattemann, 2010)

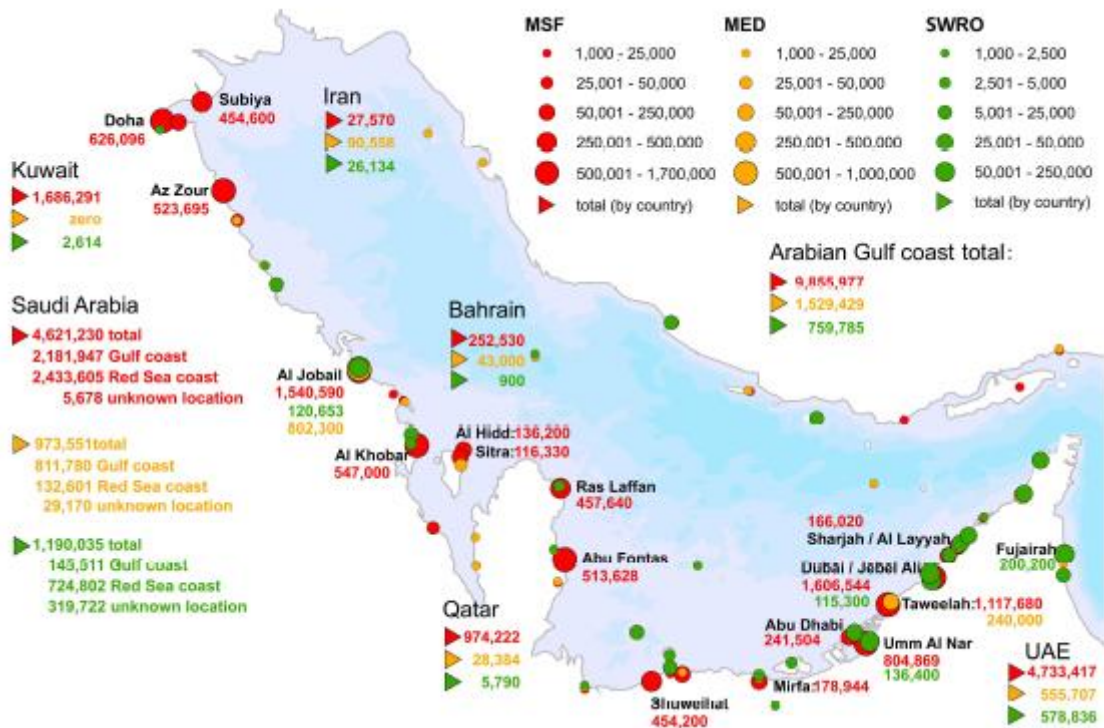


Figure II .3: Capacités cumulatives MSF, MED et OI dans le Golfe en m³ / j. (Bleninger, 2010)

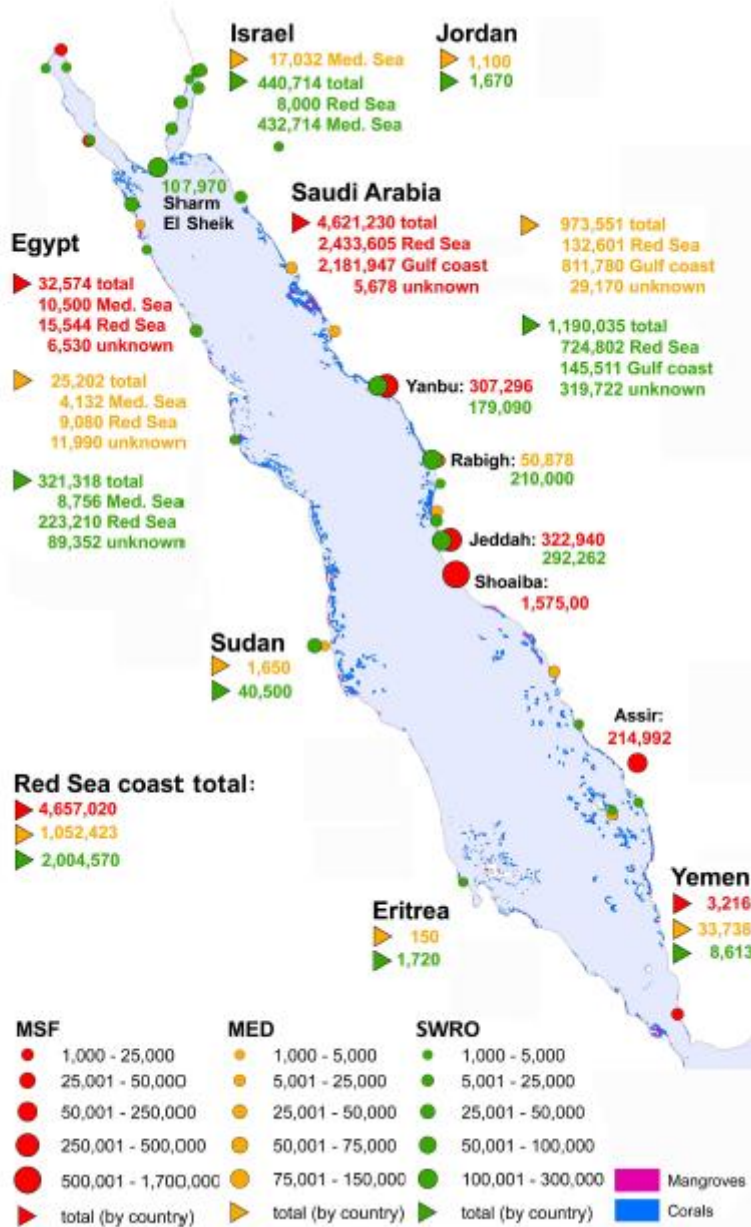


Figure II .4: capacités cumulatives MSF, MED et OI dans la mer Rouge en m³ / j. (Bleninger, 2010)



Figure II .5: capacités cumulatives MSF, MED et OI dans la mer Méditerranée en m³ / j. (Lattemann, 2010)

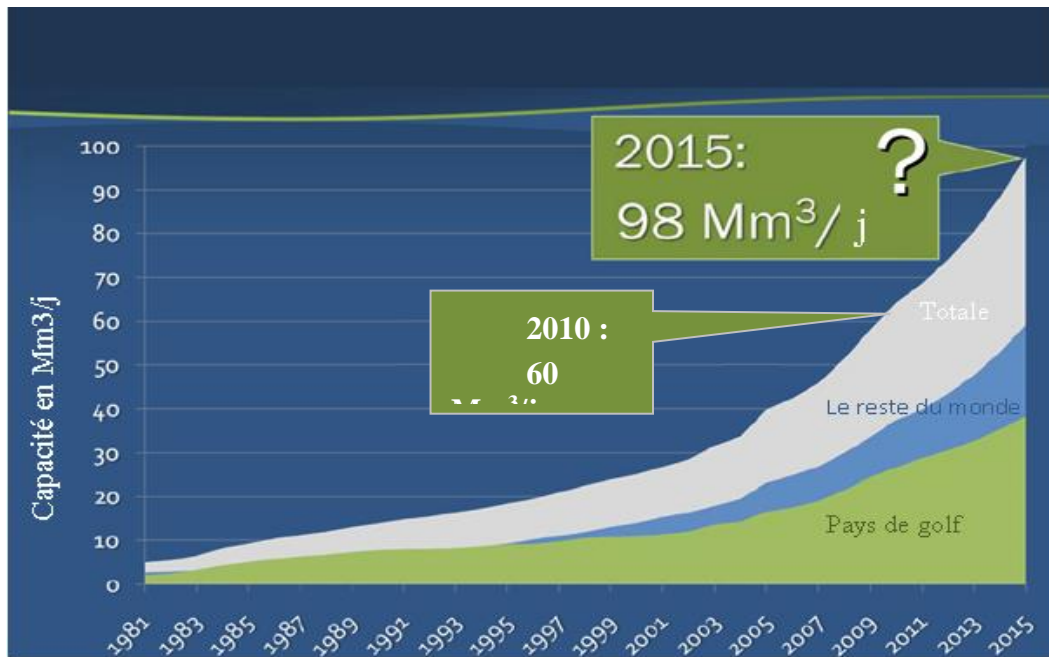


Figure II .6: Croissance de la capacité des usines de dessalement dans le monde. (Lattemann, 2010)

II.3 LE DESSALEMENT EN ALGÉRIE

L'expérience algérienne en matière de dessalement des eaux est étroitement liée au développement de l'industrie et tout particulièrement de l'industrie pétrolière et sidérurgique. Le recours au dessalement en vue d'un usage destiné exclusivement à l'alimentation de la population en eau potable est quasi-inexistant. Une seule expérience a été tentée dans une situation où il n'existait aucune autre solution. Il s'agit de l'unité de déminéralisation d'Ouled Djellaba dans la Wilaya de Biskra (Sud- Est Algérien).

En 1964, trois petits blocs de 8 m³/h chacun ont été installés au complexe Gaz liquéfié d'Arzew (ville côtière à l'ouest du pays). Le procédé utilisé est la distillation à multiple effet.

En 1969, une autre installation a vu le jour à Arzew avec une capacité de production de 4560 m³/j. Le procédé utilisé est le multi stage flash. (Amitouche et Remini, 2014)

D'autres installations ont été mises en exploitation pour les besoins en eau de haute pureté nécessaire au processus des complexes de production d'électricité (Cap Djinet à l'Est d'Alger) et l'industrie de liquéfaction (Arzew et Skikda).

Algérienne des Eaux (entreprise nationale) qui a amorcé la première expérience en matière de dessalement de l'eau de mer par la réalisation de 23 stations monobloc, d'une capacité totale de 57.500 m³/j, dans le cadre d'un programme d'urgence, dans les wilayas de Tlemcen, Oran, Tipaza, Alger, Boumerdès, Skikda et TiziOuzou et 14 grandes stations d'une capacité totale de 1.940.000 m³/j sont mises en service en 2003 et 2005. (Algerian of Water, 2012).

Des autres stations sont mises en service dans les années 2009, 2010 et 2011. Il s'agit notamment des stations de Skikda (100 000 m³/j), Beni Saf (200 000 m³/j), Souk Tlata et Honaine à Tlemcen (200 000 m³/j de chacune), Mostaganem (200 000 m³/jour), Fouka et Oued Sebt à Tipaza (respectivement 120 000 m³/j et 100 000 m³/j) et Cap Djinet à Boumerdès (100 000 m³/j). Des autres stations sont, également, en cours de réalisation à la wilaya de Chlef (200 000 m³/j), El Tarf (50 000 m³/j) et la plus importante station est celle de Magtaâ, à Mostaganem, avec une capacité de production de 500 000 m³/j. (Mozas et Ghosn, 2013)

La production en eau dessalée sera, selon les experts, passe de 500 000 m³/jour en 2008 à 1 100 000 m³/jour en 2009 et 2 260 000 m³/jour en 2011 pour atteindre 4 m³/j en 2020. (Lattemann, 2010) et (Moustiri, 2011)

II.3.1 Les stations de dessalement en Algérie

a)- Stations monoblocs

20 petites stations de dessalement d'eau de mer pour une capacité de 53 000 m³/j ont été réalisées et réparties à travers 08 wilayas. Cette opération a fait l'objet d'une passation de deux marchés.

08 stations du tableau II.1, sur 05 sites d'une capacité globale de 22 500 m³/j ont été réalisées par l'entreprise Allemande LINDE-KCA.

Tableau II .1: stations réalisées par LINDE-KCA

Nº	Wilaya	Site	Commune	Capacité (m ³ /j)
01	Tlemcen	Ghazaouet	Ghazaouet	2 500
02		Ghazaouet II	Ghazaouet	2 500
03	Tipaza	Bou-Ismaïl	Bou-Ismaïl	5 000
04	Alger	Champ de tir	Zeralda	2 500
05		Champ de tir 2	Zeralda	2 500
06		Palme Beach	Staouali	2 500
07		La Fontaine	Ain Benian	2 500
08		La Fontaine	Ain Benian	2 500
Total	8 stations			22500

11station sur 07 sites d'une capacité globale de 30 500 m³/j ont été réalisées par l'entreprise Algérienne HYDRO-TRAITEMENT données dans le tableau II.2.

Tableau II .2: Stations réalisées par HYDRO-TRAITEMENT

Nº	Wilaya	Site	Commune	Capacité (m ³ /j)
01		La Fontaine 3	Ain Benian	2 500
02		Cap Caxine	hammamet	2 500
03		Bateau Cassé1	Bordj El kifane	2 500
04		Bateau Cassé2	Bordj El kifane	2 500
05		Bateau Cassé3	Bordj El kifane	2 500
06		Reghaïa plage	Reghaïa	2 500
07	Boumerdes	Corso	corso	5 000
08	Skikda	Larbi B.M'hidi1	Larbi B.M'hidi1	2 000
09		Larbi B.M'hidi2	Larbi B.M'hidi1	3 000
10		Larbi B.M'hidi3	Larbi B.M'hidi1	2 500
11		Larbi B.M'hidi4	Larbi B.M'hidi1	2 500
12	Tizi-Ouzou	Tigzirt	Tigzirt	2 500
Total		12 stations		30500

b)- Transfert des stations monoblocs

Suite à la sécheresse persistante au niveau de la région Ouest il a été procédé à la délocalisation de certaines stations vers Oran, Ain Temouchent et Ténès (tableau II.3).

Tableau II .3: transfert des stations monoblocs

Nº	Station	Affectation	Wilaya
01	Skikda 3	Bousfer	Oran
02	Bateau Cassé 3	Bousfer	Oran
03	Réghaïa	Les dunes	Oran
04	Bateau Cassé 2	Bouzedjar	Ain Temouchent
05	Ain benian 3	Bouzedjar	Ain Temouchent
06	Bateau Cassé 1	Chatt El Ward	Ain Temouchent
07	Cap Caxine	Chatt El Ward	Ain Temouchent
08	Corso	Ténès	Chlef

c)- Bilan de production des stations

Pour faire ressortir le rendement des stations monoblocs, nous avons suivi l'évolution de leur production annuelle pendant la période (2003-2008) (tableaux II.4, II.5 et II.6).

. Evolution de la production 2003-2008 :

Tableau II .4: bilan de production de LINDE-KCA

Année	Production (m ³)		Rendement (%)
	prévue	réelle	
2003	1 175 000	745 201	63 %
2004	6 757 500	4 231 197	63 %
2005	8 212 500	4 565 538	56 %
2006	8 212 500	5 549 549	68 %
2007	8 212 500	3 983 824	49 %
2008	8 235 000	3 906 642	47 %
Total	40 805 000	22 981 951	56 %

Tableau II .5: bilan de production HYDRO-TRAITEMENT (2003-2008)

Année	Production (m ³)		Rendement (%)
	prévue	réelle	
2003	3 932 500	756 205	19 %
2004	6 775 000	1 292 332	19 %
2005	8 201 000	2 848 555	35 %
2006	10 057 000	5 046 091	50 %
2007	19 772 500	9 586 323	48 %
2008	21 045 000	8 855 731	42 %
Total	61 570 000	8 855 731	40 %

Tableau II .6: les grandes stations de dessalement en Algérie

	station	wilaya	Capacité m ³ /j	Mise en Service
01	Kahrama Arzew	Oran	90.000	3 ^{eme} trimestre 2005
02	Hamma	Alger	200.000	3 ^{eme} trimestre 2007
03	Skikda	Skikda	100.000	3 ^{eme} trimestre 2007
04	Beni Saf	Ain Timouchent	200.000	4 ^{eme} trimestre 2007
05	Mostaganem	Mostaganem	200.000	1 ^{eme} trimestre 2008
06	Douaouda	Alger Ouest	100.000	1 ^{eme} trimestre 2008
07	Sidna ouchaa	Telemcen	200.000	2 ^{eme} trimestre 2008
08	Honain	Telemcen	200.000	2 ^{eme} trimestre 2008
09	Cap Blanc	Oran	200.000	3 ^{eme} trimestre 2008
10	El-Taref	El-Taref	50.000	3 ^{eme} trimestre 2008
11	Ténès	Chlef	200.000	3 ^{eme} trimestre 2008
12	Magtaâ	Mostaganem	500.000	4 ^{eme} trimestre 2014
Total	12 stations		2 200 000	

Les grandes stations données dans le tableau II.6 sont présentées sur la carte du littoral algérien de la figure II.7.

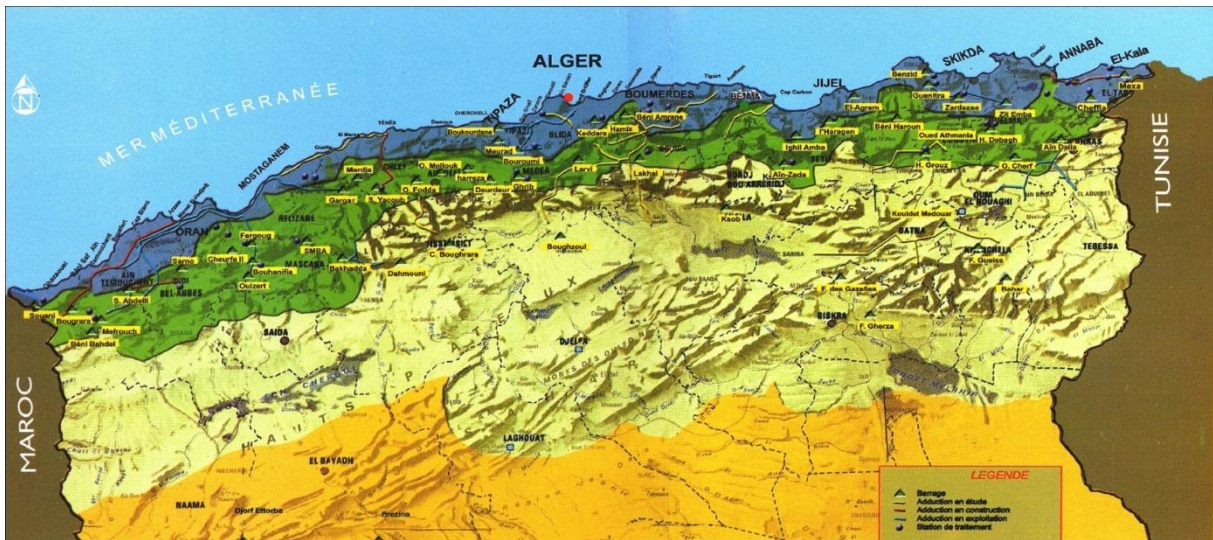


Figure II .7: Répartition géographique des grandes stations de dessalement sur le littoral Algérien. (Moustiri,2011)

CHAPITRE III: REJETS ET IMPACTS DES USINES DE DESSALEMENT

INTRODUCTION

Dans le cas des installations de dessalement d'eau de mer, des problèmes peuvent se poser dans le cas où les rejets de saumures sont évacués aux larges et éventuellement dilués par les courants marins. En effet, outre une concentration en sels plus élevée, les rejets de saumure peuvent contenir des produits de corrosion (chrome, nickel, molybdène, cuivre....) ainsi que des réactifs utilisés (antitartres, antimousses, produits anticorrosion, coagulants, composés organochlorés...).

A ce jour, les effets à long terme de ces modifications de l'environnement marin sont mal connus, bien que certaines études d'impact des rejets d'usines de dessalement soient en cours (Malte, Arabie Saoudite). De plus, des concentrations biologiques de polluants minéraux ou organiques par des espèces aquatiques (phytoplanctons, zooplanctons, poissons) peuvent éventuellement se produire et entraîner un phénomène de bio- accumulation. Ainsi, il nous a semblé nécessaire d'étudier l'origine et le devenir des ces rejets.

III.1 3.1 ETAT DE L'ART

A noter que le premier document évoquant les impacts environnementaux de la saumure des usines de dessalement est apparu en 1979. Il a appelé à une enquête approfondie et régulière sur les composantes physiques et biologiques de l'environnement, avant et après construction de l'usine (Winters et al. 1979). Cependant, il a fallu attendre les années 1990 pour que les scientifiques montrent un intérêt aux préoccupations environnementales marines des usines de dessalement, comme en témoigne le nombre croissant de publications sur ce sujet au cours des dernières années.

Altayaran et Madany (1992) ont étudié les impacts du rejet de saumure d'une usine de dessalement sise à Bahreïn. Ils ont constaté que l'effluent modifie la température, la salinité et la circulation de l'eau. La salinité atteint une moyenne de 52 g/l à 50 m du point de rejet.

Blust (1992) a indiqué que le taux de fixation de cadmium par la crevette *Artemia franciscana* augmenterait avec la salinité de l'eau.

Mabrook (1994) et Shunya et al. (1994) a montré que la flore et la faune marines sont gravement atteintes par le rejet de saumure d'usines de dessalement.

Le rapport du PNUE (2001) donne les lignes directrices pour l'élimination de la saumure comprend une révision générale des impacts potentiels et des recommandations pour les mesures d'atténuation de l'impact.

Le centre de recherche en dessalement de Moyen-Orient (MEDRC-2002), a établie une banque de données sur les décharges de dessalement des différentes substances.

Lattemann et Höpner (2003) ont élaboré des cartes montrant les emplacements des charges et des produits chimiques du prétraitement déchargés par les usines de Dessalement sur le golfe Persique et Mer Rouge.

Cooley, Gleick et Wolff, (2006) Dans cette étude controversée donne un aperçu de l'histoire, les avantages et les risques de Dessalement en Californie.

Danoun(2007) Présente une étude en Australie sur les impacts de la saumure (Salinité, Alcalinité et température) sur les organismes marins.

Le rapport du Conseil national de recherches du National Academies DC 2008 a fournit des recommandations et identifie les impacts environnementaux comme un point focal majeur pour les activités de recherche dans le domaine de Dessalement.

Lattemann (2010) A élaboré et valider une EIE systématique DSS pour les grands projets de Dessalement.

Dawoud et Al Mulla (2012), ont présenté les capacités de Dessalement par région, les principales préoccupations du Dessalement et les moyens de réduire ses impacts sur l'environnement en Arabian Gulf.

Fernández-Torquemada, et al (2012), Examine l'utilisation des échinodermes comme indicateurs d'une alerte précoce de l'impact des rejets de saumure et de son application dans la gestion du décharge du Dessalement.

Fernández-Torquemada et Sánchez-Lizaso (2013) ont évalué les effets de la variation de la salinité sur la germination, le développement et la survie de *P. oceanica* semences et des plants.

III.2 GÉNÉRALITÉS

Une installation de Dessalement peut être schématiquement subdivisée en 4 postes (figure III.1) :

- le captage de l'eau de mer
- le poste de prétraitement,
- l'installation de Dessalement proprement dite, le procédé utilisé est **l'osmose inverse** (éventuellement couplée à la nanofiltration)
- un post-traitement

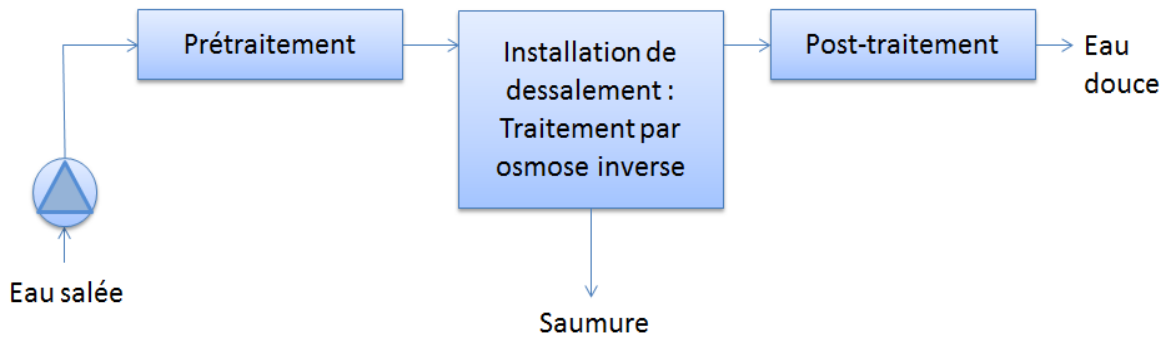


Figure III .1: Schéma général d'une installation de dessalement (Maurel, 2006)

III.2.1 Prétraitement

a) Objectifs :

Les objectifs du prétraitement sont les suivants:

- éviter le colmatage des modules par les matières en suspension (MES), soit par les micro-organismes, soit par les dépôts de sels;
- donner à l'eau des caractéristiques qui soient compatibles avec la nature des membranes: teneur en chlore, pH, température.

b) Paramètres :

Il n'existe pas de prétraitement standard. Les principaux facteurs qui interviennent dans la définition d'un prétraitement sont:

- les caractéristiques physico-chimiques de l'eau à traiter : MES, turbidité, COT (Carbone organique total), hydrocarbures, algues, composition chimique, pH;
- les conditions de fonctionnement des membrane: taux de conversion, pression;
- les types de membranes et de modules utilisées.

c) Étapes du prétraitement :

Les principales étapes d'un prétraitement sont les suivants (figure III.2) :

1. Chloration
2. Clarification
3. Prévention de l'entartrage
4. Déchloration
5. Filtration sur cartouches

L'eau passe d'abord par une étape de filtration grossière permettant d'éliminer les gros matériaux susceptibles d'endommager les installations et de diminuer l'efficacité globale du procédé de traitement.

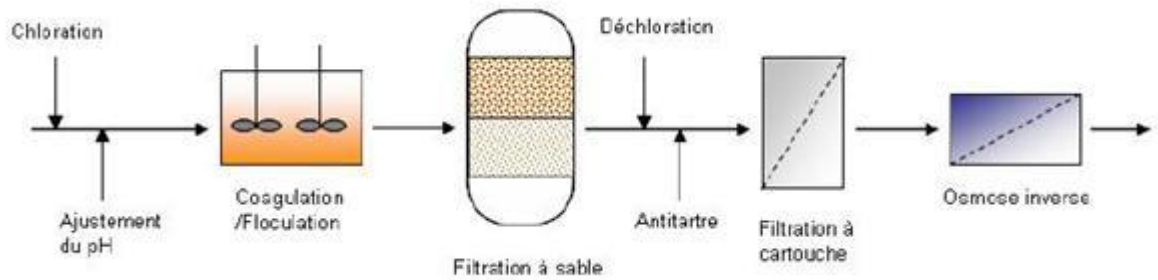


Figure III .2: Etapes du prétraitement avant osmose inverse (Maurel, 2006)

III.2.2 Chloration

La chloration a pour objectif l'inactivation des micro-organismes (bactéries principalement) mais aussi micro-algues, champignons, qui, outre le fait que certains peuvent être pathogènes, sont à l'origine d'un colmatage important des membranes appelés *biofouling*:

- soit directement par le développement d'une biomasse;
- soit indirectement par les métabolites produits par les micro-organismes (polysaccharides par exemple).

La prolifération des organismes vivants est bloquée par un procédé de désinfection. Sinon, cela peut conduire à l'obstruction des canalisations ou au colmatage des membranes. Le procédé le plus répandu consiste à injecter du chlore, réactif dont le stockage et la manipulation exigent des précautions strictes. Le chlore dissous dans l'eau libère l'ion hypochloreux (HClO^-), qui est l'agent actif de la stérilisation. Pour éliminer le danger lié au chlore, on peut lui substituer l'hypochlorite de sodium (eau de Javel).

III.2.3 Clarification de l'eau brute

Une étape de CFS (Coagulation Floculation Sédimentation) est nécessaire afin d'éliminer les matières en suspension et une partie du COT (Carbone Organique Total):

- Coagulation :

La coagulation a pour objectif de neutraliser les colloïdes, en général chargés négativement, par des composés de deux métaux lourds Al^{3+} et Fe^{3+} :

- chlorure ferrique FeCl_3
- sulfate ferrique $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$
- sulfate d'aluminium $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$

- Floculation :

Elle consiste à agglomérer sous forme de floes les particules colloïdales neutralisées auparavant par coagulation. Les membranes d'osmose inverse étant chargées négativement, il est recommandé d'utiliser des floculants anioniques ou non ioniques.

- Sédimentation :

La sédimentation ou décantation est peu utilisée en prétraitement avant osmose inverse.

- Filtration sur sable :

La filtration sur sable peut être effectuée sous pression ou de façon gravitaire. La filtration sous pression est utilisée en général pour les débits faibles et moyens (les vitesses de filtration sont d'environ 10 à 15 km/h) alors que la filtration gravitaire est utilisée pour les débits plus élevés (les vitesses de filtration sont d'environ 5 à 8 km/h). La masse filtrante peut être monocouche ou bicouche:

- le filtre monocouche est constitué par une hauteur de sable de granulométrie comprise entre 0,4 et 1 mm sur une hauteur de 1 m.

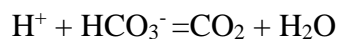
- le filtre bicouche est constitué par une couche de 0,7 m de sable surmontée d'une couche de 0,3 m d'anthracite.

III.2.4 Prévention de l'entartrage

L'entartrage des équipement doit être évité. La méthode la plus utilisée pour éviter les tartres (CaCO_3 , CaCO_4 , $2 \text{H}_2\text{O}$...) dans les modules d'osmose inverse consiste à injecter dans l'eau brute des inhibiteurs d'entartages ou antitartres. Les produits utilisés sont:

- Les polyphosphates : ces produits sont efficaces et bon marché mais ils peuvent éventuellement former des dépôts d'orthophosphates par suite de phénomènes d'hydrolyse.
- Les polymères carboxyliques : efficaces sur la plupart des tartres, ces produits ne posent pas de problèmes pour les rejets. Ils présentent l'inconvénient d'être chers.

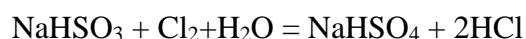
L'acidification de l'eau brute, en provoquant la décomposition des bicarbonates, est aussi un moyen efficace de prévenir les dépôts de CaCO_3 :



Le calcul de l'indice de Lagelier nous apprend que l'eau en entrée est incrustante ($I=0,41 > 0$ donc incrustante). Il est donc nécessaire d'acidifier le pH afin de le ramener à la valeur du pHs. L'ajout d' H_2SO_4 permet de ramener le pH à la valeur de pHs calculé soit 7,78 (contre un pH de 8,2 pour l'eau de l'Océan). (Maurel, 2006)

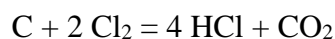
III.2.5 Déchloration

Compte tenu de la sensibilité des membranes d'osmose inverse en polyamide (membranes les plus utilisés actuellement), il est indispensable d'assurer une déchloration de l'eau de mer en amont de l'osmose proprement dite. Du bisulfite de sodium est ajouté afin de réduire le chlore:



C'est la solution la plus utilisée car elle est efficace et d'un coût relativement faible.

Un produit équivalent conviendra du moment que l'eau contient moins de 0,1 mg/L de chlore libre à l'arrivée sur la membrane notamment l'utilisation de charbon actif en poudre ou en grain:



III.2.6 Filtration de sécurité sur cartouches

Dans tous les cas, une installation d'osmose inverse doit être protégée par une filtration de sécurité sur cartouches aux environ de 5 μm .

Le tableau III.1 donne la description d'un prétraitement relativement complet pour une unité de dessalement d'eau de mer par osmose inverse:

Tableau III .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	FeCl_3 : dose = 10 g/m^3
3. Floculation	Polyélectrolyte anionique ou non anionique Dose = 1 à 5 g/m^3
4. Filtration sur sable	filtre bicouche sous pression vitesse de filtration de 10 à 15 m/h
5. Acidification	H_2SO_4 : 20 - 25 g/m^3
6. Décoloration	NaHSO_3 : 5- 10 g/m^3
7. Antitartre	Polymères carboxyliques : dose = 1 g/m^3
8. Filtration sur cartouches	Cartouches à base de propylène 5 μm

III.3 L'OSMOSE INVERSE

III.3.1 Principe

L'osmose inverse est un procédé de séparation en phase liquide par perméation à travers des membranes semi-sélectives sous l'effet d'un gradient de pression (figure III.3) .

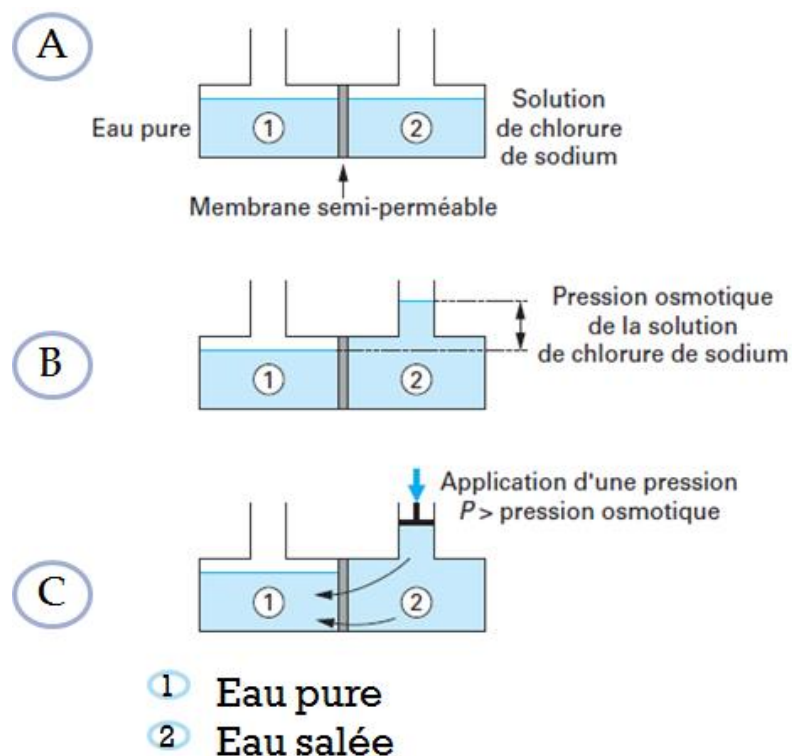


Figure III .3: Principe de l'osmose inverse (Rovel, 2012)

A: Le niveau est identique dans les deux compartiments: L'eau circule de 1 vers 2

B: A l'équilibre, une différence de niveau s'établit, c'est la pression osmotique π .

C: Lorsqu'on applique une pression $P > \pi$, l'eau circule en sens inverse, c'est-à-dire de 2 vers 1 et les sels restent bloqués dans le compartiment 2.

Π = différence de pression de part et d'autre de la membrane

Une membrane semi-sélective ou semi-perméable est une membrane imperméable aux corps dissous (ionique ou non) et perméable au solvant.

III.3.2 Schéma général d'une installation d'osmose inverse

Les principaux constituants d'une installation d'osmose inverse sont les suivants :

- membrane proprement dite
- le module
- la pompe haute pression
- le poste de traitement

L'écoulement du fluide sur la membrane est continu et tangentiel. Cet écoulement tangentiel permet de limiter l'accumulation sur la membrane des diverses espèces (particules, molécules, ions) retenues par cette dernière. Le débit d'entrée (Q_0) se divise au niveau de la membrane en deux parties de concentrations différentes. Une partie (débit Q_p) passe à travers la membrane (perméat) alors que l'autre partie est retenue par la membrane (concentrat ou rétentat) (figure III.4) .

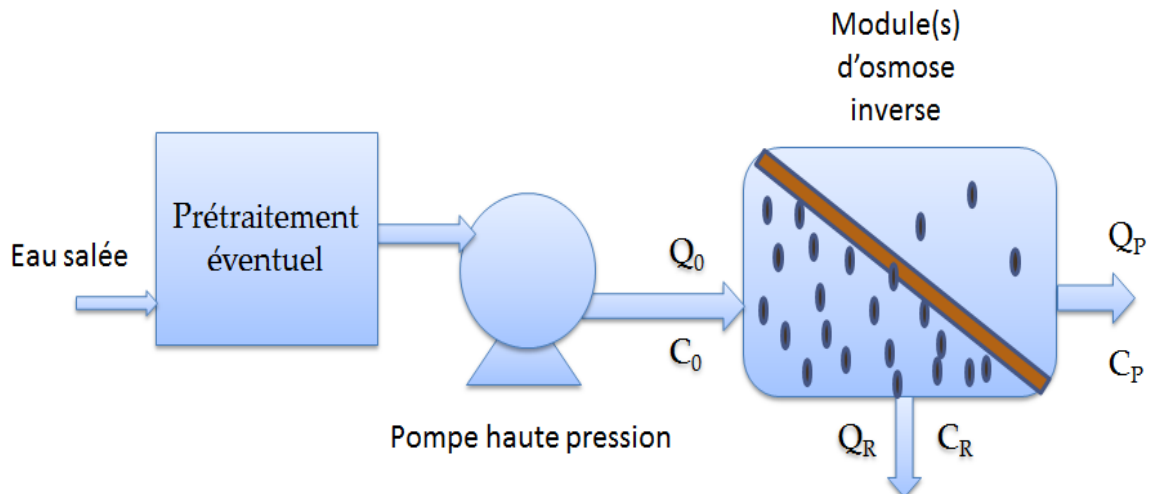


Figure III .4: Schéma de principe d'une unité d'osmose inverse (Maurel, 2006)

III.3.3 Pression osmotique

Loi de Van't Hoff

Pour des solutions suffisamment diluées, la pression osmotique π peut être assimilée à pression d'un gaz parfait dont les "molécules" seraient précisément les espèces en solution (ions Na⁺ et Cl⁻) :

$$\pi = i C R T$$

i : nombre d'ions

C : concentration (mol/L)

R : constante des gaz parfaits (0,081 L.atm/K/mol)

T : température en K

1atm = 1,013 bars

III.3.4 Caractéristiques principales d'une unité d'osmose inverse

Deux paramètres sont pris en compte:

- le taux de conversion c'est-à-dire la fraction du débit de liquide qui traverse la membrane,

$$Y = \frac{Q_P}{Q_0}$$

- la sélectivité de la membrane définie par le taux de rejet R (ou taux de rétention) de l'espèce que la membrane peut retenir.

$$R = \frac{C_0 - C_P}{C_0} = 1 - \frac{C_P}{C_0}$$

III.3.5 Membranes d'osmose inverse

Le tableau III.2 résume les avantages et les inconvénients des membranes organiques suivant leur composition:

Tableau III .2: Avantages et inconvénients des membranes organiques (Maurel, 2006)

	Avantages	Inconvénient
Acétate de cellulose	Perméabilité élevée Sélectivité élevée Mise en œuvre assez aisée Adsorption des protéines faible => colmatage moindre	Sensible à la température Sensible au pH Sensible au chlore Sensible au compactage Sensible aux microorganismes
Type Polyamide	Bonne stabilité chimique, thermique et mécanique.	Grande sensibilité aux oxydants Faible perméabilité Phénomènes d'adsorption
Type Polysulfone	Bonne stabilité thermique Bonne tenue au pH Résistance au chlore	Sensible au compactage Adsorptions
Matériaux acryliques	Bonne stabilité thermique et chimique Stockage à sec possible	Faible résistance mécanique Pores de diamètres assez élevés
Matériaux fluorés	Bonne stabilité thermique et chimique	Faible perméabilité Microfiltration uniquement
Membranes composites	Bonnes caractéristiques : perméabilité et sélectivité Stabilité de pH 2 à 11 Bonne tenue en température	Mauvaise tenue au chlore

III.3.6 Modules d'osmose inverse

Pour être mises en oeuvre, les membranes doivent être montées dans des supports appelés modules. Actuellement, quatre types de modules sont commercialisés: modules tubulaires, modules fibres creuses, modules plans et modules spirales. Plusieurs critères sont à prendre en compte pour le choix d'un type de module tels que:

- les conditions de transfert optimal
- la surface spécifique d'échange élevée
- l'investissement minimal et le coût de fabrication
- la simplicité de mise en œuvre et la durée de vie des membranes
- l'entretien aisé (nettoyage, démontage, remplacement des membranes)
- Modules plans :

Les modules plans sont les modules les plus simples et les plus anciens. Ils présentent sous la forme de plaques unitaires disposées parallèlement les unes aux autres et séparées par des grilles. Leurs inconvénients et avantages sont présentés dans le tableau III.3.

Tableau III .3: Avantages et inconvénients des modules plans (Maurel, 2006)

Avantages	Inconvénients
Système souple et modulable	Système peu compact (100 à 400 m ² /m ³)
Changement facile des membranes	Investissement relativement élevé
Visualisation du perméat	

- Modules spirales :

Les membranes planes sont enroulées en spirale autour d'un tube creux et perforé destiné à collecter le perméat. Entre les membranes est placé un grillage plastique de 0,8 à 1,2

mm d'épaisseur, qui a pour but de créer une turbulence dans la circulation du fluide. On obtient ainsi un cylindre multi-couches où le perméat s'écoule selon un chemin spiralé vers le tube poreux tandis que l'alimentation circule axialement dans les canaux (figure III.5) et leurs inconvénients et avantages sont présentés dans le tableau III.4.

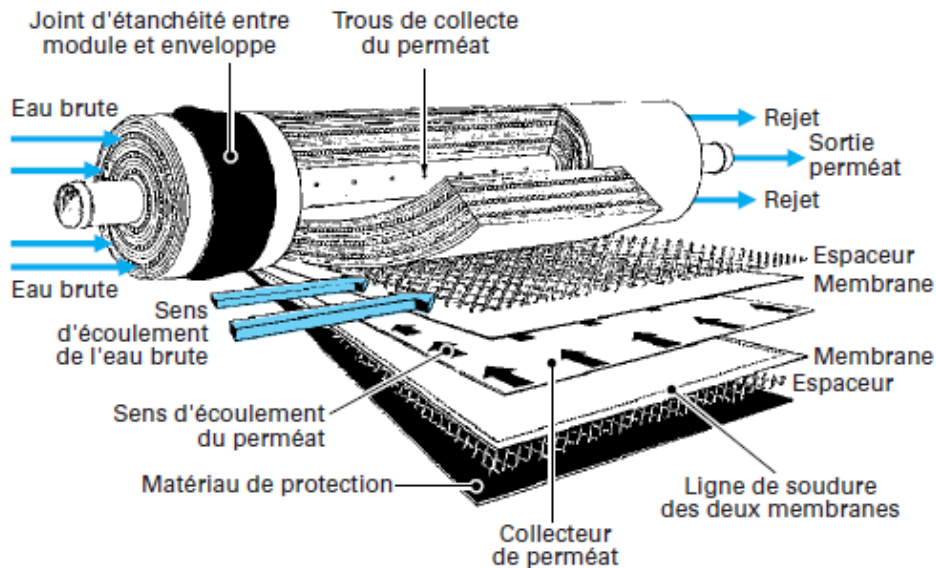


Figure III .5: Modules spirales (UNEP/MAP, 2003)

Tableau III .4: Avantages et inconvénients des modules spirales (Maurel, 2006)

Avantages	Inconvénients
Compacité élevée (300 à 1000 m ² /m ³)	Sensible au colmatage
Faible volume mort	Difficulté de nettoyage
Coût d'investissement relativement faible	

- Modules tubulaires :

Ce type de module est constitué de tubes métalliques ou plastiques sur lesquels est fixée la membrane semi-perméable. Le diamètre du tube est compris entre 7 et 25 mm et le plus souvent 12,5 mm. L'eau à traiter circule à l'intérieur des tubes et le perméat est recueilli à l'extérieur des tubes. Le tube est soit poreux, soit perforé de trous pour permettre l'évacuation du perméat (figure III.6).

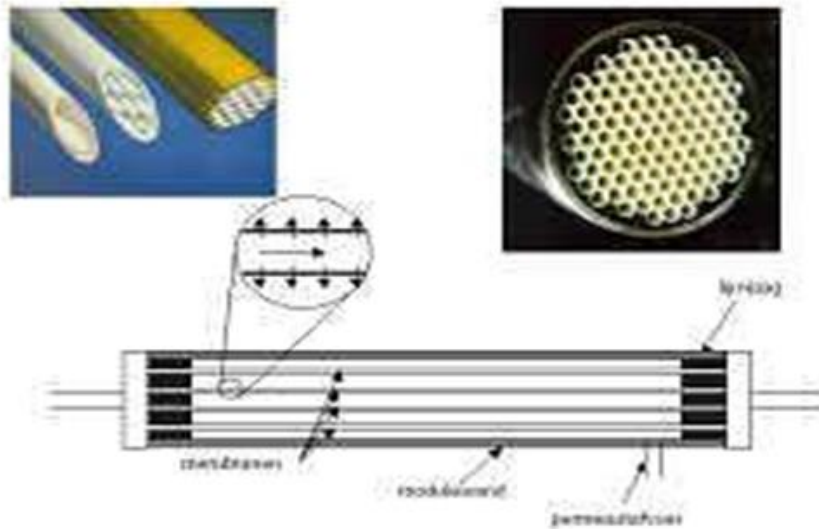


Figure III .6: Modules tubulaires (Lenntech) (NRC, 2008)

Les avantages et les inconvénients de ce type de module sont cités dans le tableau III.5.

Tableau III .5: Avantages et inconvénients des modules tubulaires (Maurel, 2006)

Avantages	Inconvénients
Technologie simple	Consommation d'énergie élevée
Peu traités tous types de fluides (chargés, visqueux)	Faible compacité (10 et 300 m ² /m ³)
Facilité de nettoyage	Coût élevé

- Modules fibres creuses :

Ces modules peuvent être considérés comme des modules tubulaires composés de tubes de petit diamètre compris entre quelques millimètres et quelques dizaines de microns. Mais à la différence des modules tubulaires qui sont constitués d'une membrane et d'un support inerte, les fibres creuses jouent à la fois le rôle de membrane et de support (figure III.7) et le tableau III.6 présente les avantages et les inconvénients de ces modules.

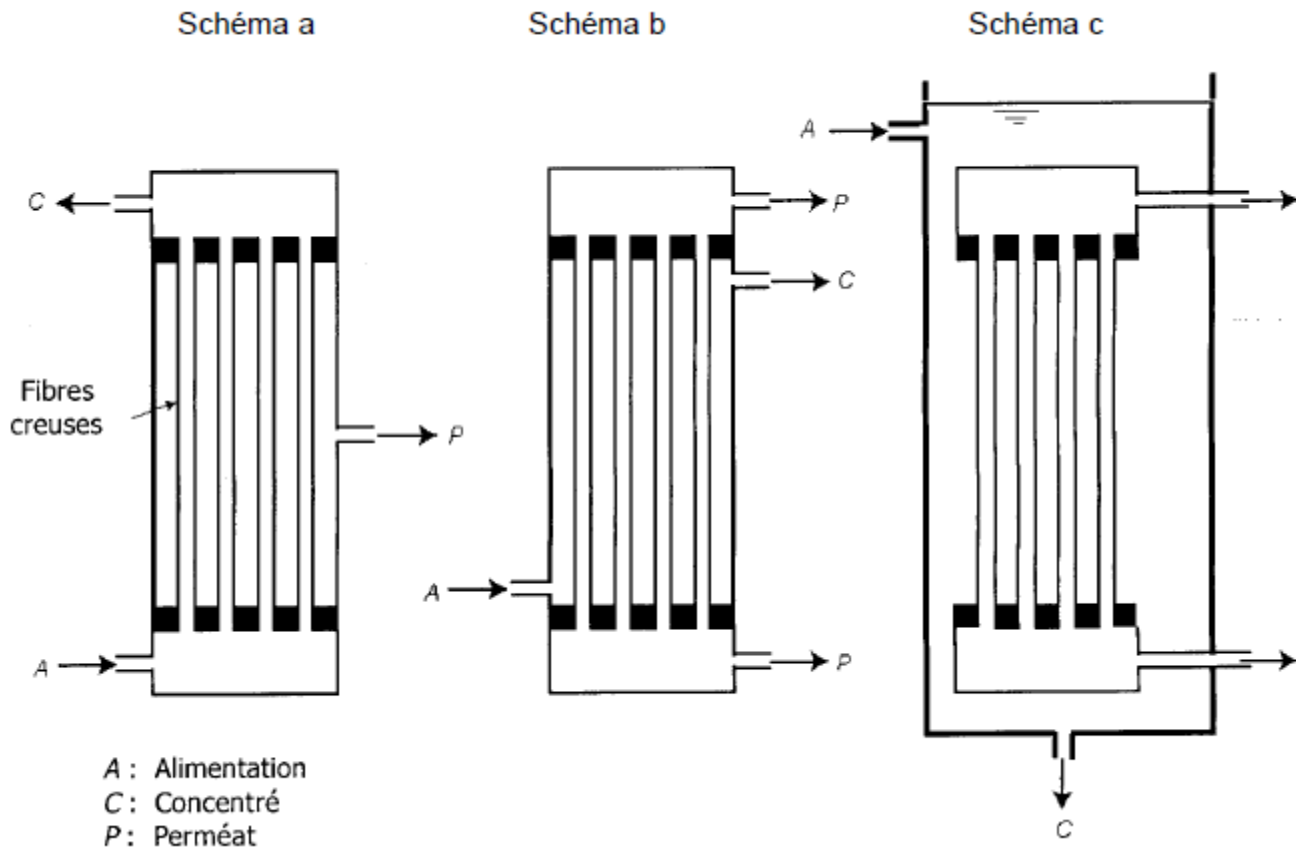


Figure III .7: Modules fibre creuses (Rovel, 2012)

Il existent deux configurations :

- Int- Ext (schéma b): L'eau à traiter circule à l'intérieur et le perméat est récupéré à l'extérieur des fibres.

- Ext-Int (schéma a et c): L'eau circule à l'extérieur et le perméat est récupéré à l'intérieur des fibres.

Tableau III .6: Avantages et inconvénients des modules fibres creuses.(Maurel, 2006)

Avantages	Inconvénients
Compacité élevée (15000 m ² /m ³)	Sensibilité de colmatage dû au faible diamètre des fibres
Faible volume mort	Fragiles (Canaux fins)
Faible consommation énergétique	
Possibilité de nettoyage à contre courant	

III.3.7 La nanofiltration

L'osmose inverse peut éventuellement être couplée à la nanofiltration. Cette technique permet la séparation en taille de composants de l'ordre du nanomètre. Ce procédé a l'avantage

de laisser passer les ions monovalents et les composés organiques non ionisés de masse molaire inférieure à environ 200 - 250 g/mol mais de retenir les ions divalents (Calcium, Magnésium, sulfates...) et les composés organiques non ionisés de masse molaire supérieure à environ 200 - 250 g/mol. Le rétentat est donc chargé en ions divalents alors que le perméat est concentré en ions monovalents. La précipitation pourra donc éventuellement être étudiée par la suite.

III.4 POST-TRAITEMENT

Le Bore doit être éliminé afin de respecter les normes sanitaires en vigueur pour la consommation d'eau potable. Ce bore se trouve sous forme d'acide borique, acide faible. (figure III.8) Au pH de fonctionnement de l'osmose inverse (pH 6-7), le bore sous forme moléculaire H_3BO_3 n'est pas retenu par les membranes d'osmose inverse. Or des teneurs élevées en bore dans l'eau potable sont susceptibles de provoquer des problèmes de santé tels que des problèmes de développement du fœtus et une diminution de la fertilité...

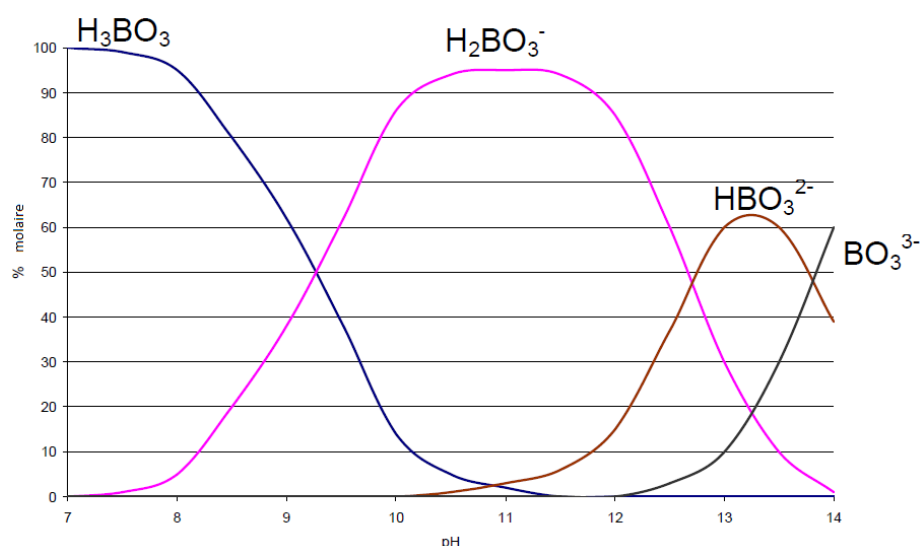


Figure III .8: Le problème du bore en osmose inverse : dissociation de l'acide borique en fonction du pH. (Maurel, 2006)

Selon l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé), la valeur limite est de 0,5 mg/L. Une des solutions possibles pour réduire la teneur en bore dans l'eau osmosée est l'utilisation de résines spécifiques; ces résines ont une très bonne efficacité (> 90 %) mais leur régénération est relativement complexe. Ensuite un autre procédé d'échange d'ion permet quant à lui de reminéraliser l'eau.

L'ensemble des espèces citées représente plus de 99,9 % de la masse totale de substances dissoutes dans l'eau. Le bore est sous forme d'acide borique, acide faible dont le degré de dissociation est tributaire des variations naturelles du pH. Mais la somme acide borique + borate est constante.

III.5 ORIGINE ET TYPE DES ÉMISSIONS ET REJETS

III.5.1 Émissions atmosphériques

En général, les émissions atmosphériques des usines de dessalement consistent seulement en azote et oxygène provenant d'usines de distillation qui utilisent des procédés de désaération pour réduire la corrosion, en rejets des éjecteurs (usines MSF) ou des dégazeurs (usines OI).

En outre, la production d'énergie destinée à être utilisée dans les usines de dessalement accroît les émissions atmosphériques. Des augmentations substantielles des émissions atmosphériques peuvent également se produire si une centrale thermique ou une installation de production couplée est construite dans le cadre d'un projet de dessalement.

Tableau III.7 permet d'évaluer l'énergie destinée à une usine de dessalement, avec les apports thermiques par kg d'eau produite, pour des usines types, (Wade et Fletcher, 1995)

Tableau III .7: consommation énergétique des procédés d'OI et de MSF

Procédé de dessalement		
Centrale associée	MSF Cycle combiné	OI Cycle combiné
Consommation de chaleur du procédé de dessalement en kj/kg	282	-
Consommation d'électricité du procédé de dessalement, en kWh/m ³	3,6	7,5
Énergie de combustible pour la production d'eau, kj/kg	149	75,0

Cette comparaison des besoins respectifs en énergie de ces procédés de dessalement montre que l'OI a une consommation d'équivalente énergie plus réduite que la distillation MSF.

Comme les émissions atmosphériques dues à un procédé de dessalement sont directement en rapport avec ses besoins respectifs en énergie, il va de soi que les émissions dues à l'OI sont moindres que celles dues à la MSF. L'étude d'(Afgan et al, 1999), qui porte sur des usines de dessalement des pays du Golfe a permis de calculer des indicateurs de durabilité qui ont confirmé ce qui précède, ainsi qu'il ressort des tableaux III.8 et III.9.

Tableau III .8: Indicateurs de durabilité pour une usine MSF à production simple

Indicateur de ressources en combustible, kg combustible /m ³	11
Indicateur environnemental pour CO ₂ , kg CO ₂ /m ³	37
Indicateur environnemental pour SO ₂ , kg SO ₂ /m ³	0,09
Indicateur environnemental pour NO _x , Kg Nox/m ³	0,06

Tableau III .9: Indicateurs de durabilité pour une usine OI avec une source locale d'énergie électrique

Indicateur de ressources en combustible, kg combustible /m ³	1,8
Indicateur environnemental pour CO ₂ , kg CO ₂ /m ³	6
Indicateur environnemental pour SO ₂ , kg SO ₂ /m ³	0,005
Indicateur environnemental pour NO _x , kg NO _x /m ³	0,009

III.5.2 Rejets chimiques

Toutes les usines de dessalement utilisent des produits chimiques pour le prétraitement de l'eau d'alimentation ainsi que le post-traitement de l'eau produite. La plupart des produits sont utilisés avant tout comme agents biocides, antitartre, antisalissures et antimousse, et ils finissent par modifier la composition de la saumure concentrée. La présence de certains métaux, qui sont des produits de la corrosion du circuit, influent aussi sur la composition de la saumure concentrée. (Altayaran, et Madany, 1992)

Ces produits chimiques ne sont pas les mêmes pour les principaux procédés de dessalement, à savoir MSF et l'osmose inverse. Les phases de pré- et de post-traitement des procédés de production d'eau potable sont exposées sur le tableau III.10.

Les produits chimiques rejetés dans le milieu marin se répartissent entre les catégories suivantes:

i) Produits de la corrosion

Les usines de dessalement à procédé thermique rejettent du cuivre, du nickel, du fer, du chrome, du zinc et d'autres métaux lourds en fonction des alliages présents dans la filière

de production, comme par ex. le titane . En termes de concentrations, celles du cuivre et du fer sont les plus élevées . Par exemple, la plus faible valeur de cuivre relevée dans l'effluent de l'usine de dessalement d'Al-Khobar était de 20 ppb , contre des concentrations naturelles de base dans l'eau de mer de 0,12 ppb et de 0,07ppb . Pour la Méditerranée, les niveaux de cuivre dans l'eau de mer couvrent une large gamme de valeurs: l'intervalle des concentrations dans les eaux du large est de 0,04-0,70 ppb, alors que pour les eaux côtières l'intervalle est de 0,01-50 ppb. Si l'on admet une valeur de 20 ppb de cuivre dans l'effluent de saumure d'une usine de dessalement ayant une capacité de 50 000 m³ par jour et un taux de conversion de l'eau de 10%, alors plus de 10 kg de cuivre seront rejetés sur le site avec les 500 000 m³ de saumure par jour. (Dawoud et Al Mulla , 2012) , (Hoepner et Lattemann, 2003) et (UNEP/MAP, 2003)

Tableau III .10: Résumé des phases de pré-(a) et post-(b) traitement au cours de la production d'eau potable par dessalement (Bleninger,Jirka, 2010) et (PNUE, 2001)

(a) Phase de pré-traitement	Objet	Produits chimiques ajoutés	Devenir des produits
Ajustement du pH à 7	Diminue la concentration de carbonate (et la précipitation de carbonate). Protège la membrane contre l'hydrolyse	Acide (H ₂ SO ₄)	Modifie le pH de l'eau produite et de la saumure concentrée, le sulfate est retenu dans la saumure concentrée
Antitartre	Prévient la formation de tartre sur les membranes	Agents chélateurs et dispersants	Les complexes formés sont retenus dans la saumure concentrée
Coagulation-filtration	Prévient les salissures et l'encrassement des membranes	Coagulants-floculants	Les agents floculants formés se séparent par décantation et sont éliminés par filtration
Désinfection	Prévient l'encrassement biologique et l'élimine les microorganismes qui se nourrissent des matières des membranes	Chlore (ou biocides, UV)	Chlore également réparti dans le perméat et la saumure concentrée
Déchloration	Protège les membranes sensibles au chlore	Bisulfate de sodium ou charbon actif granulaire (CAG)	Réagit avec le chlore pour former du sulfate et du chlorure qui sont retenus dans la saumure concentrée
Élimination des gaz dissous	Élimine les gaz nauséabonds, C, le radon et H _s	Aération, Dégazage	Oxyde H _s et nH ₄ dans l'eau produite et dans la saumure concentrée

(a) Phase de pré-traitement	Objet	Produits chimiques ajoutés	Devenir des produits
Ajustement du pH à 7	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
Désinfection	Prévient la prolifération bactérienne dans le système de distribution, protège la flore et la faune aquatique si nécessaire	Chlore (ou Chlorométrie)	Le chlore est retenu dans l'eau produite et dans la saumure concentrée
Réduction du niveau de chlore	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
Oxygénation	Accroît l'oxygène dissous à un niveau concourant au développement de la flore et de la faune aquatique	Aération	Accroît l'oxygène dissous dans la saumure concentrée
Élimination d'autres formes chimiques	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 puisque, en Méditerranée, le nombre des usines de dessalement d'une capacité de production de 40 000 et 50 000 m³/jour s'accroît rapidement.

Les produits de la corrosion ne sont pas si importants dans le procédé OI puisque celui-ci se déroule à des températures ambiantes et que les parties métalliques du système sont surtout en acier inoxydable. Ainsi, à titre d'exemple à l'usine de dessalement de Dhekelia (Chypre), la concentration de cuivre que l'on a relevée dans l'eau de mer, près de l'émissaire de la saumure, était inférieure à 1 ppb (Zimmerman, 1999).

ii) Agents antitartre

Les dépôts de tartre se forment sur les surfaces du matériel de dessalement industriel. La présence de tartre entraîne inévitablement des difficultés d'exploitation et/ou une perte de rendement. Dans le procédé par distillation, le tartre réduit le taux de transfert de la chaleur à travers les parois atteintes et réduit le débit de liquide dans les tuyaux. (Cooley, Gleick, et Wolff, 2006)

Différentes méthodes sont appliquées pour prévenir l'entartrage dans les procédés par distillation. Les polyphosphates, qui retardent les dépôts de tartre, sont un agent antitartre précoce, peu onéreux, mais d'une efficacité restreinte et qui a pour inconvénient d'être thermolabile, il est hydrolysé en orthophosphate à des températures supérieures à 90°C. Ces dernières années, l'utilisation de ce produit chimique a été notablement réduite.

Les additifs antitartre le plus largement utilisés semblent être des polymères de l'acide maléique. Ces polymères empêchent les matières dissoutes de précipiter, décanter et former une croûte sur les surfaces et ils entravent la formation de cristaux en altérant la structure réticulaire, permettant ainsi la formation d'une boue molle qui n'adhère pas ou ne se développe pas sur les surfaces métalliques. (Lattemann, et Höpner, 2003)

Bien que le taux d'application de cet acide soit de 1 à 3 ppm, la concentration habituelle dans le rejet est de 0,53 ppm. Dans les usines OI, l'acide sulfurique est utilisé avec des adjuvants polymères pour prévenir la formation de tartre. (UNEP/MAP, 2003)

iii) Agents antisalissures

Les salissures («fouling») constituent un processus à phases multiples dans lequel interviennent de nombreux groupes d'organismes. Elles commencent par l'adsorption de substances polymères de l'eau non traitée sur les surfaces solides, ce qui permet la formation d'un film précurseur pour la colonisation par des bactéries. À ce premier biofilm adhérent des périphytes, puis des microalgues, des protozoaires et des champignons, et enfin des débris, détritiques et particules inorganiques. (Bleninger et Jirka, 2010).

Depuis longtemps, les composés de chlore sont utilisés pour désinfecter les systèmes d'apport d'eau de mer et l'usine située en amont, afin de prévenir les salissures.

Habituellement, on ajoute du chlore à raison de 2ppm. Un procédé bien conduit vise à obtenir une concentration de chlore nulle à l'émissaire. À l'usine de Sitra de Bahrein, de l'eau de Javel est ajoutée en continu pour conférer une teneur équivalente à 2 ppm de chlore. Le taux d'injection est contrôlé de manière à maintenir un niveau de chlore résiduel de 0, 2 ppm à l'émissaire. (NRC, 2008). À l'usine de dessalement de Dhekelia (Chypre), le niveau de chlore dans la saumure est effectivement nul. Quand l'eau de lavage à contre-courant est rejetée avec la saumure, le niveau de chlore est de 0,23 ppm. D'autres biocides comme les sels de cuivre ont été essayés avec un succès variable et, en de nombreux sites, le rejet de cuivre dans la saumure est très inférieur à 1 ppm. Cependant, ce niveau est encore peu satisfaisant en raison du dommage qui peut en résulter pour l'environnement par suite de l'accumulation du métal (figure III.9). (PNUE, 2001)

iv) Agents antimousse

La mousse produite par l'eau de mer aux étages du procédé de distillation multistage est imprévisible mais a tendance à poser un problème plus grave quand 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 agents antimousse sont habituellement des polyglycols alkylés, des acides gras et des esters d'acides gras. Les agents sont tensio-actifs à l'interface eau-vapeur et empêchent la formation de mousse. On ajoute habituellement ces produits à raison de 0,1 ppm, mais on observe fréquemment un surdosage. La formation de mousse est une fonction des constituants organiques de l'eau de mer qui sont principalement des produits d'excrétion et de dégradation d'algues planctoniques. Dans le cas de l'OI, il est nécessaire d'ajouter des agents antimousse. (Bleninger, Jirka, 2010) et (Rashad, 2007).

La saumure concentrée

Les usines de dessalement rejettent en fait la même charge de constituants de l'eau de mer que celle qu'elles ont reçue, mais dans un volume d'eau moindre.

Avec le procédé MSF, un taux de récupération habituel sur la base de l'eau d'alimentation est de 10% et la salinité de la saumure concentrée est donc 1,1 fois plus élevée que celle de l'eau d'alimentation (Blust, 1992). Le concentré est généralement dilué par deux avec l'eau de refroidissement avant d'être rejeté, et par conséquent le facteur de concentration est de 1,05, ce qui réduit les impacts sur l'environnement.

Avec le procédé OI, le facteur de conversion varie de 30 à 70%. Dans ce cas, la salinité du concentré est de 1,3 à 1,7 fois plus élevée que celle de l'eau d'alimentation. Si l'on admet une salinité type de 39 ‰ pour la Méditerranée orientale, cela signifie que la saumure issue des usines OI varie en moyenne d'environ 51 à 66 ‰. Le rendement et les données environnementales d'une usine OI ayant une production de 10 000 m³/jour sont communiqués par la composition chimique de la saumure rejetée par rapport à celle de l'eau de mer d'alimentation dans le cas des unités de dessalement OI des îles Canaries est reproduite sur le tableau III.11. La salinité totale de la saumure est de 63,8, contre 38,95 pour l'eau d'alimentation, soit un rapport saumure/eau alimentation de 1,64 (Fernández-Torquemada et Sánchez-Lizaso, 2013). Des progrès récents intervenus dans le procédé IO avec des taux de récupération beaucoup plus élevés se traduisent par des concentrés présentant une salinité très supérieure (dépassant 70 ‰). (Bleninger et Jirka, 2010) (PNUE, 2001) et (UNEP/MED, 2002a).

Tableau III .11: Composition chimique de la saumure par rapport à celle de l'eau de mer (UNEP, 2003)

Analyse	Eau d'alimentation mg/l	Saumure mg/l	Rapport (saumure/eau)
Ca ⁺⁺	962	1.583	1,64
Mg ⁺⁺	1,021	1,09	1,87
Na ⁺	11,781	19,346	1,64
K ⁺	514	830	1,61
NH ₄ ⁺	0,004	0,005	1,25
HCO ₃ ⁻	195	256	1,31
CO ₃ ⁻	Nil	nil mg/l	
So ₄	3,162	5,548	1,75
Cl ⁻	21,312	43,362	2,03
F ⁻	1,5	1,9	1,26
NO ₃ ⁻	2,6	4	1,54
PO ₄ ⁻	0-08	0,4	5
NO ₂ ⁻	0,03	0,05	1,67
Dureté totale en CaCO ₃	6,600	11,800	1,78
Salinité totale (TSD)	38,951	63,840	1,64
Fe ^{***}	0,04	0,05	1,25
Al ⁺⁺⁺	0,001	0,007	7
PH	6,33	6,26	NA
Conductivité	46,200 µS	75,300 µS	NA

III.5.3 Rejet des eaux de lavage à contre-courant des membranes dans les usines OI

Dans les usines OI, le nettoyage et le stockage des membranes peuvent engendrer des eaux potentiellement dangereuses. Les membranes doivent être nettoyées à des intervalles de trois à six mois en fonction de la qualité de l'eau d'alimentation et du fonctionnement de l'usine. Les formulations utilisées pour le nettoyage des membranes sont habituellement des solutions alcalines ou acides aqueuses. De plus, une solution chimique de préservation (généralement à base de bisulfite de sodium) doit être utilisée si les membranes sont stockées pendant la fermeture de l'usine. Ces produits chimiques sont normalement épurés avant leur rejet dans la mer (Hoepner, et Lattemann, 2003).

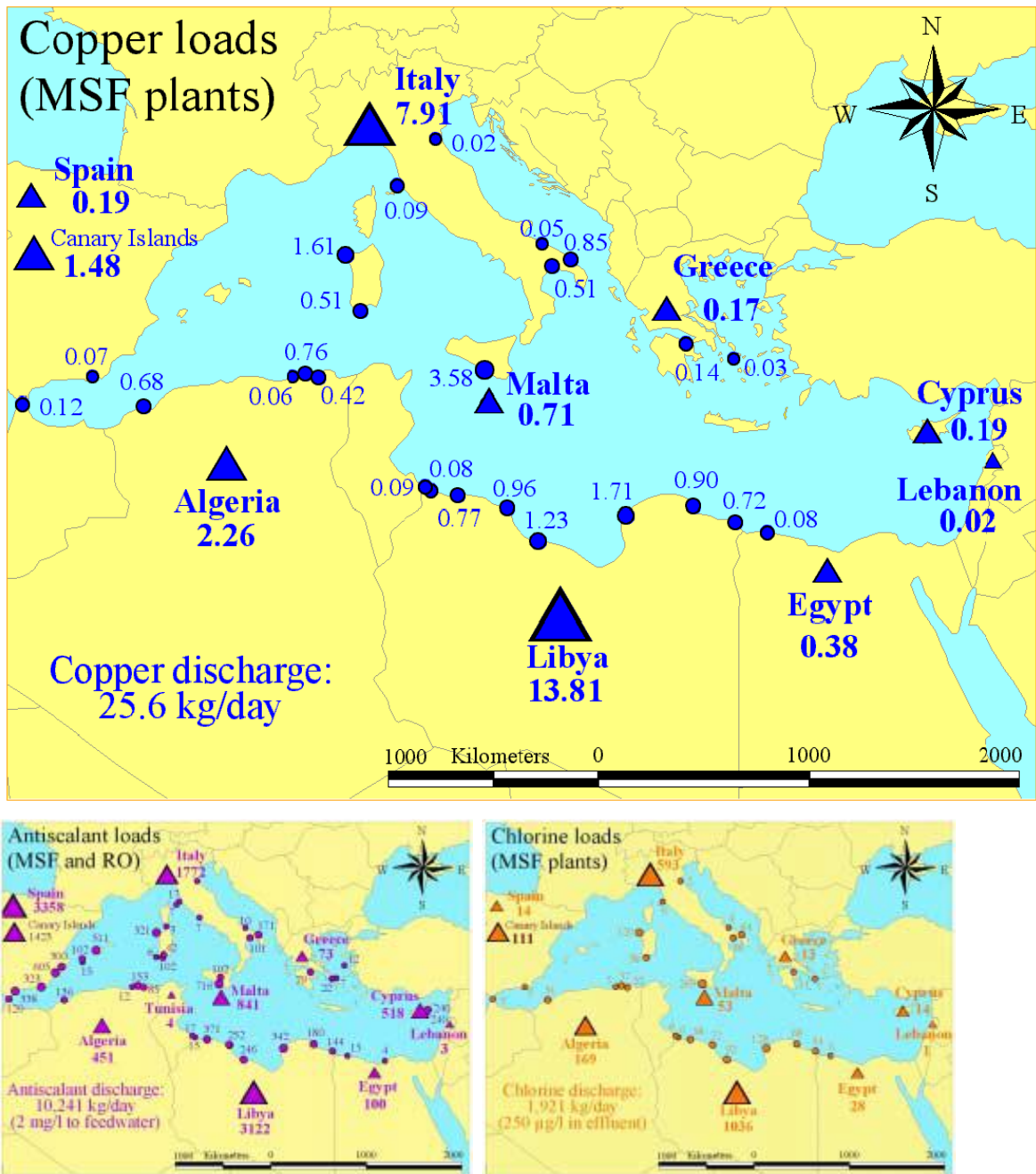


Figure III .9: Estimation des rejets de cuivre, chlore et agents antitartre dans la Méditerranée (en kg par jour). Les points indiquent les charges de rejets par site, et les triangles, les charges nationales totales. Le cuivre et le chlore sont présents dans les rejets d’usines de distillation par détente à étages multiples (MSF). Le calcul de l’estimation est basé sur une concentration de cuivre dans la saumure de 15g/l tandis que la concentration de chlore résiduaire prise comme point de départ est de 0,25 mg/l pour les effluents de saumure et d’eau de refroidissement. Les agents antitartre sont utilisés aussi bien dans les usines de distillation par détente à étages multiples que dans les usines OI. (PNUE (2001))

III.6 IMPACTS DES REJETS DE DESSALEMENT

Parmi les impacts dus à une usine de dessalement, il y a ceux qui se limitent à la phase de construction et ceux qui sont liés à la phase d'exploitation. Les impacts commencent avec la transformation de l'occupation du sol, puis continuent avec des conséquences visuelles et des nuisances sonores pour s'étendre à des émissions dans l'atmosphère et des rejets dans l'eau ainsi qu'à des dommages potentiels pour le milieu récepteur.

Les activités de construction et d'exploitation peuvent se traduire par une série d'impacts sur les zones littorales, affectant notamment la qualité de l'air, la qualité de l'eau, la flore et la faune marines, la perturbation d'écosystèmes importants (dunes de sable, herbiers marins et autres habitats vulnérables par suite de l'emplacement choisi pour le trajet des canalisations), le dragage et l'élimination des déblais qui en résultent, le bruit.

Toute une série de produits chimiques et d'additifs servent en effet, lors du dessalement, à prévenir ou combattre l'entartrage ou la prolifération de microorganismes dans les circuits, faute de quoi la bonne marche de l'exploitation serait entravée. (Maurel, 2006) et (PNUE ,2001)

III.6.1 La saumure

La saumure est un sous-produit du dessalement inévitable, qui est déchargée, généralement dans l'environnement marin. Les constituants présents dans ces eaux résiduaires rejetées par les usines de dessalement dépendent dans une large mesure de la qualité de l'eau d'alimentation, de la qualité de l'eau douce produite et de la technique de dessalement adoptée. Cependant, les rejets des usines de dessalement ne comprennent pas seulement l'effluent de saumure concentrée, les désinfectants et les agents antisalissures (antifouling), mais également des eaux chaudes et des effluents aqueux tels que les distillats et condensats d'éjecteur. (Dawoud et Al Mulla ,2012)

Composition de la saumure

Toutes les usines de dessalement utilisent des produits chimiques pour le prétraitement de l'eau d'alimentation ainsi que le post-traitement de l'eau produite. La plupart des produits sont utilisés avant tout comme agents biocides, antitartre, antisalissure et antimousse, et ils finissent par modifier la composition de la saumure concentrée. La présence de certains métaux, qui sont des produits de la corrosion du circuit, influent aussi sur la composition de la saumure concentrée. Ces produits chimiques ne sont pas les mêmes pour les principaux procédés de dessalement, à savoir MSF et l'osmose inverse.

Les différents produits chimiques des phases de pré- traitement et post- traitement au cours de la production d'eau potable par dessalement est reproduite sur le tableau III.12. (Blenger,et Jirka, 2010) et (PNUE , 2001)

Tableau III .12: Résumé des phases de prétraitement et post- traitement au cours de la production d'eau potable par dessalement. (Bleninger,et Jirka, 2010) et (PNUE , 2001)

Phase de prétraitement	Produits chimiques	Devenir des produits	L'objectif
Ajustement du pH à 7	Acide (H ₂ SO ₄)	Modifie le pH de l'eau produite et de la saumure concentrée, le sulfate est retenu dans la saumure concentrée	Diminue la concentration de carbonate (et la précipitation de carbonate). Protège la membrane contre l'hydrolyse
Antitartre	Agents chélateurs et dispersants	Les complexes formés sont retenus dans la saumure concentrée	Prévient la formation de tartre sur les membranes
Coagulation-filtration	Coagulants-floculants	Les agents floculants formés se séparent par décantation et sont éliminés par filtration	Prévient les salissures et l'encrassement des membranes
Désinfection	Chlore (ou biocides, UV)	Chlore également réparti dans le perméat et la saumure concentrée	Prévient l'encrassement biologique et l'élimine les microorganismes qui se nourrissent des matières des membranes
Déchloration	Bisulfate de sodium ou charbon actif granulaire (CAG)	Réagit avec le chlore pour former du sulfate et du chlorure qui sont retenus dans la saumure concentrée	Protège les membranes sensibles au chlore
Élimine les gaz nauséabonds	Aération, Dégazage	Oxyde HS et NH ₄ dans l'eau produite et dans la saumure concentrée	Élimine les gaz nauséabonds, C, le radon et HS
Ajustement du pH à 7	NaOH, carbonate de sodium anhydre, la chaux	Accroît le niveau de sodium dans l'eau produite et dans la saumure concentrée	Prévient la corrosion du système de distribution, protège la flore et la faune aquatiques en cas de rejet en surface
Désinfection	Chlore (ou Chlorométrie)	Le chlore est retenu dans l'eau produite et dans la saumure concentrée	Prévient la prolifération bactérienne dans le système de distribution, protège la flore et la faune aquatique si nécessaire
Réduction du niveau de chlore	Bisulfite de sodium ou CAGE	Accroît les niveaux de sulfates et de chlorures dans l'eau produite et dans la saumure concentrée	Élimine le chlore et d'autres oxydants
Oxygénation	Aération	Accroît l'oxygène dissous dans la saumure concentrée	Accroît l'oxygène dissous à un niveau concourant au développement de la flore et de la faune aquatique

Produits de la corrosion

Les usines de dessalement à procédé thermique rejettent du cuivre, du nickel, du fer, du chrome, du zinc et d'autres métaux lourds en fonction des alliages présents dans la filière de production, comme par ex. le titane. En termes de concentrations, celles du cuivre et du fer sont les plus élevées. (Hoepner, 2003)

Agents antitartre

Les dépôts de tartre se forment sur les surfaces du matériel de dessalement industriel. La présence de tartre entraîne inévitablement des difficultés d'exploitation et/ou une perte de rendement. Les additifs antitartres le plus largement utilisés semblent être des polymères de l'acide maléique. Ces polymères empêchent les matières dissoutes de précipiter, décanter et former une croûte sur les surfaces (Hoepner, 2003)

Agents antisalissures

Les salissures «fouling» constituent un processus à phases multiples dans lequel interviennent de nombreux groupes d'organismes. Elles commencent par l'adsorption de substances polymères de l'eau non traitée sur les surfaces solides, ce qui permet la formation d'un film précurseur pour la colonisation par des bactéries.

Depuis longtemps, les composés de chlore sont utilisés pour désinfecter les systèmes d'apport d'eau de mer et l'usine située en amont, afin de prévenir les salissures (Hoepner, 2003)

Agents antimousses

La mousse produite par l'eau de mer aux étages du procédé de distillation multistage est imprévisible mais a tendance à poser un problème plus grave quand 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 agents antimousses sont habituellement des polyglycols alkylés, des acides gras et des esters d'acides gras. Les agents sont tensio-actifs à l'interface eau-vapeur et empêchent la formation de mousse. La formation de mousse est une fonction des constituants organiques de l'eau de mer qui sont principalement des produits d'excrétion et de dégradation d'algues planctoniques. (PNUE, 2001)

Rejet des eaux de lavage à contre-courant des membranes dans les usines OI

Dans les usines d'osmose inverse, le nettoyage des membranes peuvent engendrer des eaux potentiellement dangereuses. Les membranes doivent être nettoyées à des intervalles de trois à six mois en fonction de la qualité de l'eau d'alimentation et du fonctionnement de l'usine. Les formulations utilisées pour le nettoyage des membranes sont habituellement des solutions alcalines ou acides aqueuses. Ces produits chimiques sont normalement épurés avant leur rejet dans la mer. (PNUE, 2001) et (Mabrook, 1994)

III.7 ELIMINATION DE LA SAUMURE

L'élimination de la saumure est un vrai problème environnemental devant être pris en considération et étudié lors de l'implantation d'une unité de dessalement. Dans la plupart des cas, la manière la plus facile de se débarrasser du débit important de saumure (70 à 55% du débit d'alimentation) est de le décharger dans la mer grâce à une conduite. La concentration en saumure varie de 50 à 75 g/l et a une densité beaucoup plus élevée que l'eau de mer. De ce fait, la saumure tombe sur le sol sous-marin proche de la sortie de la conduite (effet panache) et forme ainsi une couche très salée pouvant engendrer des impacts négatifs sur la faune et la flore maritime ainsi que d'éventuelles activités humaines.

Les conditions de la mer : courant marin, vagues, eau calme ou agitée influe immédiatement sur la concentration des saumures au contact de la mer. (NRC, 2008)

Il existe deux concepts identifiés réalistes pour l'élimination de la saumure:

Mélange:

Afin d'éviter l'effet panache, il est avantageux de placer la sortie de la conduite au niveau d'un courant fort, optimisant ainsi le mélange de la saumure et de l'eau de mer.

Dilution :

La dilution de ces saumures dépend instantanément de leur dispersion dans le cas d'une mer agitée et de leur localisation dans le cas d'une mer calme. Comme par exemple, les saumures prennent beaucoup de temps pour se diluer quand la mer est calme. Ce qui influe directement sur le milieu aquatique .

Lorsqu'une limite maximale de décharge doit être respectée (e.g. France: 10% au-delà de la salinité de la mer), une solution est de diluer la saumure avec une autre source d'eau en amont tel que:

- Eau fraîche naturelle (rivière) si l'installation est située près d'un delta.
- Effluent d'eau usée rejeté dans la mer
- L'eau de mer venant de la pompe d'alimentation, ce qui nécessite une capacité de prise d'eau de mer plus important.

III.8 LES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT

Les divers types de polluants résultant des différents procédés appliqués dans les usines de dessalement (distillation et osmose inverse). En plus de la concentration élevée des sels, la saumure déchargée contient de divers produits chimiques utilisés dans l'étape de prétraitement et de post-traitement de l'unité de dessalement.

Une grille présentant les impacts néfastes sur l'environnement associés aux procédés de dessalement est reproduite sur le tableau III.13.

Tableau III .13: Grille d'impacts néfastes sur l'environnement associés aux procédés de dessalement. (PNUE, 2001)

Impact	Origine de l'impact	Degré d'impact
-Pollution thermique Réduction de l'oxygène dissous dans les eaux réceptrices, -Effets nocifs pour les espèces thermorésistantes	- saumure chaude	M M
Salinité accrue Effets nocifs pour les espèces résistantes aux sels	- saumure concentrée	M
Désinfectants	Chlore et ses composés Réaction du chlore avec des composés organiques hydrocarbures principalement	E
Métaux lourds	Corrosion du matériel de l'usine	M
Produits chimiques : - Eutrophisation des eaux réceptrices - Toxicité - Hausse du pH	-Adjonction d'agents -Anticorrosion et antitartre	E F F
-Pollution atmosphérique -Pluies acides -Effet de serre -Poussières	Utilisation de combustibles et activités d'élimination	F M M
chez les animaux aquatiques	d'excavation et de dragage	M
Bruit	-Activités de construction -Pompes et autres appareils au cours de l'exploitation de l'usine	F

E- Impact de degré élevé,

M- de degré moyen,

F-de degré faible

III.8.1 Effets dus aux produits de la corrosion :

Sont rejetés par les unités de dessalement et peuvent constituer une menace pour les organismes d'estuaire en raison de leur toxicité. Nous avons :

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 process.

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. (Hoepner, 2003)

Le Cuivre :

A forte concentration, le Cuivre est très toxique et joue le rôle d'inhibiteur d'enzymes au niveau de l'organisme et peut entraîner le décès d'un nombre important d'espèces susceptibles. Pour le phytoplancton, le Cuivre inhibe la photosynthèse, limite l'absorption et l'assimilation du nitrate et l'adsorption du silicate. Au niveau des poissons d'estuaire, des changements apparaissent dans la physiologie de l'organisme, la reproduction et le développement. (Rashad, 2007)

Le Fer :

Le Fer est contenu dans certains additifs entrants dans le processus de dessalement. En présence d'une forte salinité peut conduire à un accroissement de la turbidité qui risquera de perturber la photosynthèse. (Rashad, 2007)

III.8.2 Effets dus aux additifs antitartres

Les produits utilisés contre l'entartrage sont les phosphates polymères. Dans une zone marine oligotrophe comme la mer méditerranée, le rejet de ces produits peut avoir des effets drastiques tels que des efflorescences algales, des proliférations d'algues macroscopiques, etc.

Ces dernières années, les agents antitartre les plus largement utilisés ont été les polymères de l'acide maléique pour empêcher l'apparition d'effets eutrophisants (Hoepner, 2003)

III.8.3 Effets des additifs antisalissure

Si le chlore est un agent antisalissure à large spectre, il présente aussi des effets étendus sur le milieu marin quand il est rejeté avec la saumure. Il occasionne des effets biologiques par son action stérilisante intrinsèque et des effets chimiques en halogénant les constituants organiques de l'eau de mer (Rashad, 2007) .D'autres agents antisalissures comme les sels de cuivre entraînent des rejets de cuivre dans la saumure, et ce métal, même à de très faibles concentrations (moins de 1ppm), peut avoir des incidences sur l'environnement par suite de son accumulation (Hoepner,2003)

III.8.4 Effets des additifs antimousses

Les agents antimousse sont des détergents. Les détergents ont des effets nocifs sur les organismes en altérant le système membranaire intracellulaire. Les effets sur l'écosystème marin n'ont pas été étudiés mais pourraient être négligeables. (Hoepner, 2003)

III.8.5 Impact de bruit

Une usine de dessalement par filtration membranaire est plus bruyante, et la majeure partie de ce bruit provient des pompes haute pression et des turbines de récupération d'énergie qui présente un danger pour les travailleurs de la station. (PNUE, 2001)

III.8.6 La consommation énergétique par rapport aux autres alternatives de ressources en eau potable

La consommation énergétique importante des usines de dessalement est l'un des principaux inconvénients de cette source alternative d'eau potable. Cette consommation est due, d'une part, au pompage à haute pression (deux tiers du total) et, d'autre part, au reste des

pompages de l'usine : pompage d'eau de mer, lavage des filtres et membranes, pompes vide cave, ponts roulants, éclairage, etc.), qui constituent l'autre tiers.

Au cours des dernières années, il y a eu une diminution de la consommation spécifique grâce au remplacement progressif de la distillation par l'osmose inverse, ainsi qu'au système de récupération de l'énergie des saumures. (Maurel, 2006)

III.8.7 Effets dus au prélèvement d'eau de mer :

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. (NRC, 2008)

III.8.8 Effets potentiels des rejets de saumures concentrées

Une variation de la salinité et/ou de la température due au rejet de saumure retentit aussi sur les habitudes migratoires du poisson le long des côtes. Si certaines espèces de poissons ressentent une variation de la salinité ou de la température, elles peuvent éviter la zone du panache et s'éloigner au large. Il s'ensuit que le poisson peut être forcé de nager sur une plus longue distance, de quitter la zone de plus grande disponibilité alimentaire et devenir davantage exposé aux prédateurs. Les impacts de ces modalités nouvelles sont incertains car notre connaissance de la migration du poisson le long des côtes reste limitée et que l'on ne sait pas avec certitude quelle est la taille du panache susceptible d'occasionner ces effets. (Lattemann,et . Hoepner, 2003)

La température d'effluent a une influence importante sur les propriétés physiques de l'eau de mer et peut détériorer sa qualité .La solubilité d'oxygène diminue avec l'augmentation de la température, cette température élevée de l'eau accélère la respiration de bactéries et peut promouvoir l'anoxie ou l'hypoxie contribuant à l'élimination de la vie aquatique, en particulier durant l'été. (Fernández-Torquemada, Sánchez-Lizaso, 2013) et (UNEP/MAP ,2003)

III.8.9 Impacts des rejets de saumures sur l'écosystème marin

En ce qui concerne l'impact des saumures, il faut souligner que la salinité des saumures est comprise entre 68 et 90 g/l. 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. (Cooley, Gleick et Wolff, 2006)

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. (Fernández-Torquemada González-Correa et Sánchez-Lizaso, 2012)

- 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: on a détecté des réductions significatives dans les communautés des échinodermes (utilisés comme bio indicateurs pour leur sensibilité) près de la zone de rejet. (Fernández-Torquemada et Sánchez-Lizaso , 2013)

- Affection des fanerogames marines : la mer méditerranée est la zone du monde où le plus grand nombre d'études a été réalisé à ce sujet. On a détecté des effets négatifs sur les fanerogames marines. Notamment, en ce qui concerne la *Posidonia* océanique, on a détecté une augmentation de la mortalité des individus, apparition de nécrose sur les tissus et plus grande chute des feuilles. (PNUE, 2001)

Les différents types de rejet effectués par les usines de dessalement, avec leurs effets sur le milieu marin est reproduite sur les tableaux III.14, III.15 et III.16 (PNUE, 2001).

Tableau III .14: 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	Impacts néfastes sur le milieu marin
Phase de prétraitement			
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
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
Désinfection visant à empêcher l'encrassement biologique et à éliminer les microorganismes qui senourrissent 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
Phase de traitement			
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
c) Phase de post –traitement			
- pH de l'eau produite ajusté à 7,0	NaOH, carbonate de sodium anhydre, ou la chaux	Augmente le niveau de sodium dans la saumure concentrée	Normalement aucun, si l'ajout est réglementé
- Désinfection de l'eau produite	Le chlore	Le chlore est retenu dans la saumure mais à des niveaux faibles	Normalement aucun, si l'ajout est réglementé

Tableau III .15: 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	Impacts néfastes sur le milieu marin
Procédé de traitement			
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
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
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
Prévention de l'entartrage des surfaces caloporteuses du distilleur	Additifs polymèrestels que les polyphosphates 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

Tableau III .16: Les différents types de rejet effectués par les usines de dessalement OI et 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	Impacts néfastes sur le milieu marin
Énergie – consommation de combustibles	Émissions atmosphériques	SO ₂ , NO _x CO ₂	Transfert dans le milieu marin par la voie atmosphérique

III.9 TECHNIQUES POUR MINIMISER LES IMPACTS DU DESSALEMENT SUR L'ENVIRONNEMENT

Les saumures fortement salines en contact avec la mer descendrait au fond de la mer et prolongeraient sur un rayon de centaines de mètres présentent une source continue et cumulative de pollution, qui aurait comme conséquence des détriments continus sur la vie aquatique à proximité (zone hyper saline). Pour réduire au minimum ces effets nuisibles des usines de dessalement de l'eau de mer nous proposons des remèdes pour débarrasser le surplus des saumures concentrées : (Balasubramanian, 2013), (Bleninger, et Jirka, 2010) (Jenkins et al , 2013),(PNUE, 2001), (Swift, 2002), (UNEP/MAP, 2003)

- Il est souhaitable de placer le point de décharge de saumure loin de la plage et des endroits rocheux qui sont riches en organismes à partir d'un émissaire sous marin, ou par incorporation des diffuseurs sur les tubes de décharges pour améliorer la dilution des saumures.
- Utilisation de l'eau déchargée de la centrale électrique pour la dilution des saumures concentrées (un taux élevé de dilution pourra réduire la tendance de dessalement au fond).
- Diriger les saumures vers une usine de production de sel. Cette solution présentera beaucoup d'avantages environnementaux et économiques.
- La décharge zéro au moyen d'un procédé d'évaporation des produits concentrés qui permet d'obtenir des résidus secs. Cette issue nécessitera une forte augmentation du capital d'investissement et de la consommation d'énergie.
- Utilisation des énergies renouvelables (solaires) pour fonctionner les usines de dessalement et essaient de produire un déversement nul de saumure dans la mer (usine de dessalement environnemental).
- La réalisation d'une cartographie sous-marine des habitats écologiques à protéger dans toute la région. Cette information doit être autant décisive que les contraintes sociales ou économiques, au moment de choisir la parcelle où on situera l'usine de dessalement.
- Le choix adéquat du type de rejet, soit direct sur la côte soit par le biais d'un émissaire sous-marin : il faut tenir compte de l'importance de la vitesse et de l'angle de sortie du jet ou des diffuseurs d'eau, de la bathymétrie du fond marin, du régime des houles et courants marins, etc.
- Le rejet simultané de saumures avec les eaux de refroidissement d'une centrale thermique ou avec l'effluent d'une usine de traitement d'eaux résiduelles est une solution intéressante à adopter, dans la mesure du possible. (NRC, 2008) et (PNUE, 2001)
- Rejet bien étudié aux endroits des embouchures des cours d'eau pour avoir une dilution et un équilibre naturel des différentes concentrations ambiantes naturelles.

CHAPITRE IV: GESTION ET VALORISATION DES REJETS DE DESSALEMENT

INTRODUCTION

Afin de diminuer l'impact environnemental des saumures et leurs rejets en mer, il convient d'étudier des moyens de réduire la concentration en sels ou une valorisation des saumures.

Etant donné qu'il n'existe actuellement pas de réglementations concernant les rejets de saumures, en général la saumure des usines de dessalement est rejetée directement dans la mer ou associée aux rejets de l'eau de refroidissement des centrales ou aux effluents des stations d'épuration.

Dans cette partie, nous avons donc réalisé l'étude de faisabilité de 5 scénarios pour la station de dessalement de Cap djinet, à savoir la :

- 1° Dilution avec un effluent de station d'épuration
- 2° Récupération des eaux de pluies
- 3° Dilution avec l'eau de mer
- 4° Distillation Membranaire sous Vide
- 5° Valorisation des saumures par marais salants

IV.1 LA SITUATION DE L'USINE DE DESSALEMENT « CAP DJINET »

La station de dessalement **Cap Djinet** est située au bord de mer, près de la ville de Boumerdes, à 30 km à l'est du chef-lieu de wilaya (figure IV.1); La mise en service octobre 2010, d'une capacité de **100.000 m³ /J**

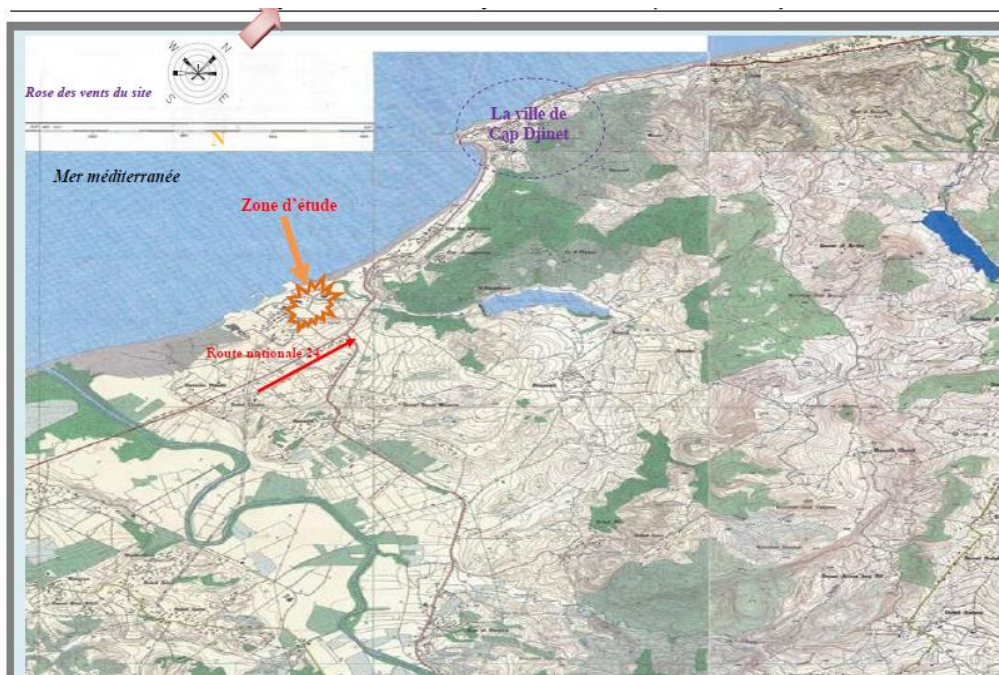


Figure IV .1: Carte de situation de la zone d'étude extraite de la carte d'état-major de l'Algérie échelle 1/25 000.

L'investissement a été fait par L'entreprise de **la Sonatrach** et de la **Sonelgaz** avec **un 49%**.et deux entreprises espagnoles, **INIMA** et **Aqualia** qui détiennent chacune **25,50%** de l'investissement.



IV.2 CARACTÉRISTIQUE DU SITE

IV.2.1 Milieu physique

Caractéristiques Climatologiques

La zone d'étude présente un climat méditerranéen humide à saisons marquées: été chaud et sec (26,2°C), hiver doux (10,9°C).La pluviométrie moyenne est de 458 mm, les mois les plus humides sont septembre - mai, mais seule la période juin –août montre une sécheresse marquée. Cette pluviométrie importante pour le Sud méditerranéen présente cependant de grandes variations inter annuelles: d'après l'estimation des pluies fréquentielles, la pluviométrie cinquantennale varie de 300 mm en année sèche à plus de 1000 mm en année humide.

Pour les besoins de la présente étude, nous avons pris en considération les données de la station d'observation météorologique située à proximité du site : la station Dar El Beida sur une période de 10 ans (source ONM).

Caractéristiques de la station de référence (Dar El Beida) :

Indicatif 390

Latitude 36°41

Longitude 03°13E

Altitude 25 m

Les principaux paramètres météorologiques se présentent comme suit :

a. Les précipitations

Le tableau IV.1 donne les précipitations moyennes mensuelles et annuelles de la période 1994-2008.

Tableau IV .1: Moyennes mensuelles et annuelle des précipitations Période : 1994-2008 Source : ONM

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	M.A
(mm)	73.56	54.27	45.47	48.66	29.15	5.80	4.50	9.50	26.99	51.12	89.37	77.80	516.19

D'après ce tableau, on remarque que la valeur maximale des précipitations est enregistrée au mois de Novembre (89,37 mm), tandis que le minimum est atteint au mois de Juillet (4,5 mm). La pluviométrie moyenne annuelle pour cette station est de 516,19 mm (figure.IV.2).

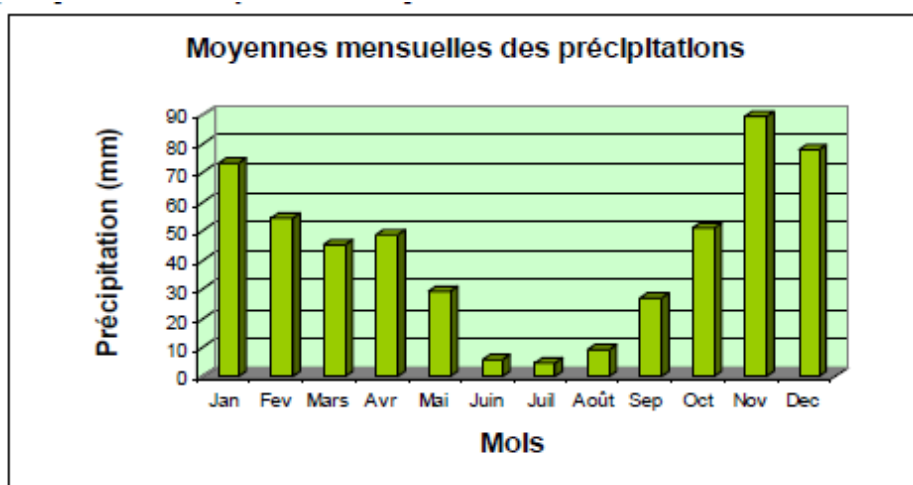


Figure IV .2: Moyenne mensuelle des précipitations

b. Les températures :

Les températures moyennes mensuelles et annuelles de la région de cap djinet pour la période 1994-2008 sont données dans le tableau IV.2

Tableau IV.2: Moyennes mensuelles et annuelles des températures (ONM)

Période : 1994-2008

mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	M.A
Tmax	16.95	17.59	19.87	21.73	25.07	29.06	31.8	32,64	29.55	26.54	20.9	17.83	24.13
Tmoy	10..2	10.79	13.37	15.34	18.93	22.84	24.75	26.34	23.43	20.26	14.91	11.18	17.75
Tmin	7.58	5.24	6.62	8.18	11.66	15.27	17.7	19.03	16.39	13.47	8.72	6.42	11.36

On remarque que la température diminue pendant les trois mois d'hiver (Décembre, Janvier, Février) et atteint un minimum de 10,82°C en janvier, elle augmente pendant les mois d'été (Juin, Juillet, Août, Septembre) et atteint le maximum de 26,34°C en Août. La moyenne annuelle est de 17,75°C. (figure IV.3).La proximité de la mer a une influence directe sur le climat, ainsi la forte chaleur est rafraîchie et humidifiée par la brise d'été et la mer réchauffe la terre pendant les hivers rigoureux.

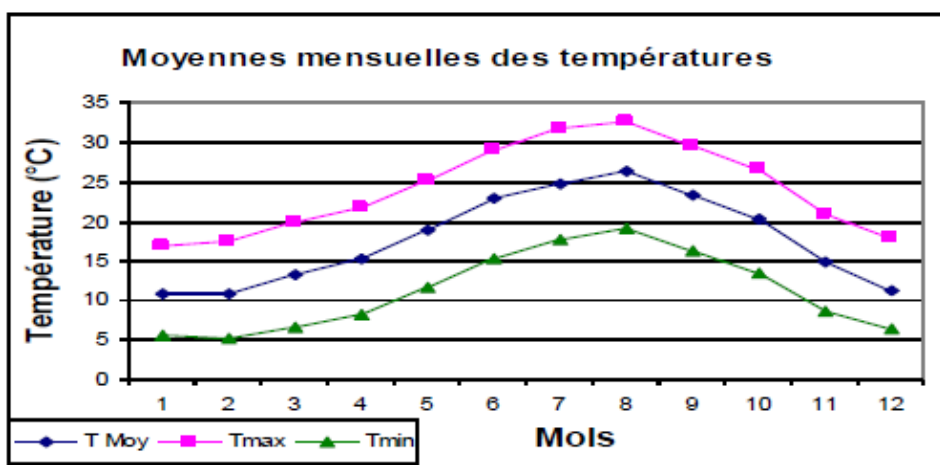


Figure IV .3: Moyenne mensuelle des températures

c. L'enselement :

L'ONM donne l'enselement moyen mensuel et annuel dans le tableau IV.3 dans la période 1994-2008.

Tableau IV .2: moyennes mensuelles et annuelle de l'enselement Période : 1994-2008

MOIS	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	M.A
(h/j)	6.04	6.57	7.22	7.4	8.31	10.3	7.25	9.85	7.55	6.56	6.07	5.13	7.35

Source : ONM

On peut remarquer que les valeurs les plus importantes sont enregistrées en période allant du mois de Mai au mois d'Août, la valeur la plus élevée est celle du mois de juin (10,3 h/j). (figure IV.4)

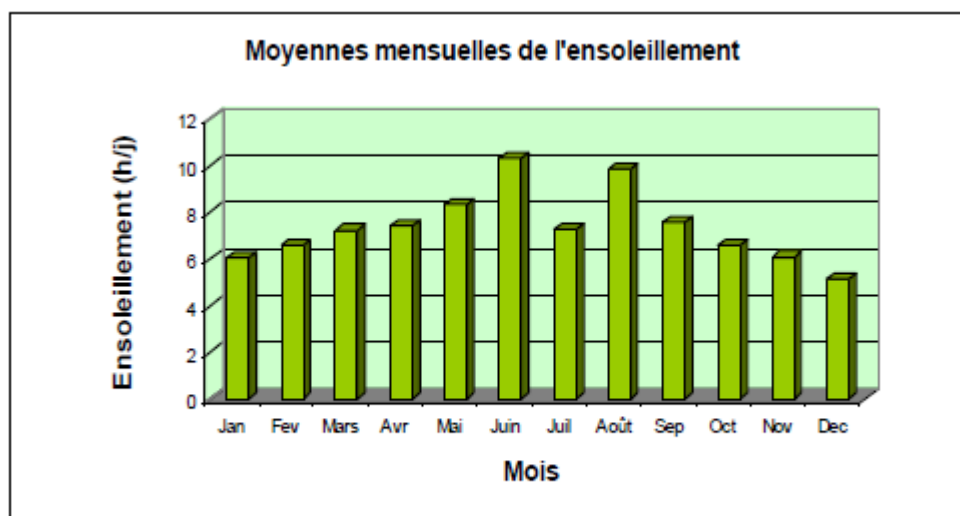


Figure IV .4: Moyenne mensuelle de l'enselement

d. L'évaporation

Les moyennes mensuelles et annuelles de l'évaporation pour la période 1994-2008 dans la région d'étude sont présentées dans le tableau IV.4.

Tableau IV .3: Moyennes mensuelles et annuelle de l'évaporation Période : 1994-2008

MOIS	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	M.A
(mm)	40.00	48.07	61.27	64.87	81.10	93.50	107.17	111.00	92.07	67.60	55.90	46.50	868.68

Source : ONM

Le tableau ci-dessus montre que l'évaporation est importante en été. Elle atteint son maximum au mois d'Août avec une valeur de 111 mm. Le minimum est enregistré au mois de Février avec une valeur de 48,07 mm, celle de la moyenne annuelle est de 868,68 mm. (figure IV.5)

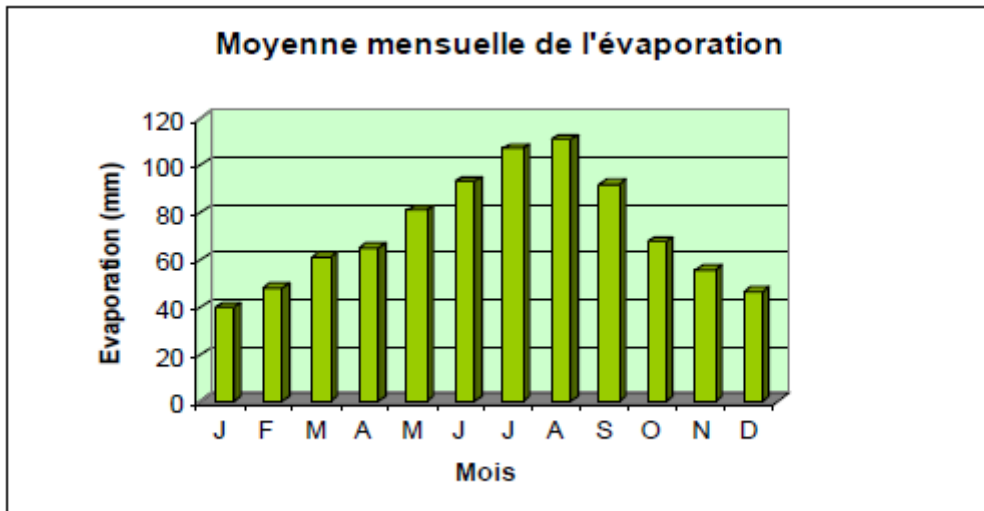


Figure IV .5: Moyenne mensuelle de l'évaporation

e. Les Vents :

- La vitesse des vents :

Les moyennes mensuelles et annuelles des vitesses des vents pour la période 1994-2008 dans la région d'étude sont présentées dans le tableau IV.5.

Tableau IV .4: Moyennes mensuelles et annuelle de la vitesse des vents Période : 1994-2008

MOIS	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	M.A
V _{moy} (m /s)	1.74	2.35	2.81	2.52	2.51	2.74	2.68	2.39	2.3	1.76	2.17	2.05	2.32

Source : ONM

On remarque sur le tableau ci dessus que la vitesse moyenne du vent est inférieure à 3 m/ s pour toute l'année. (figure IV.6)

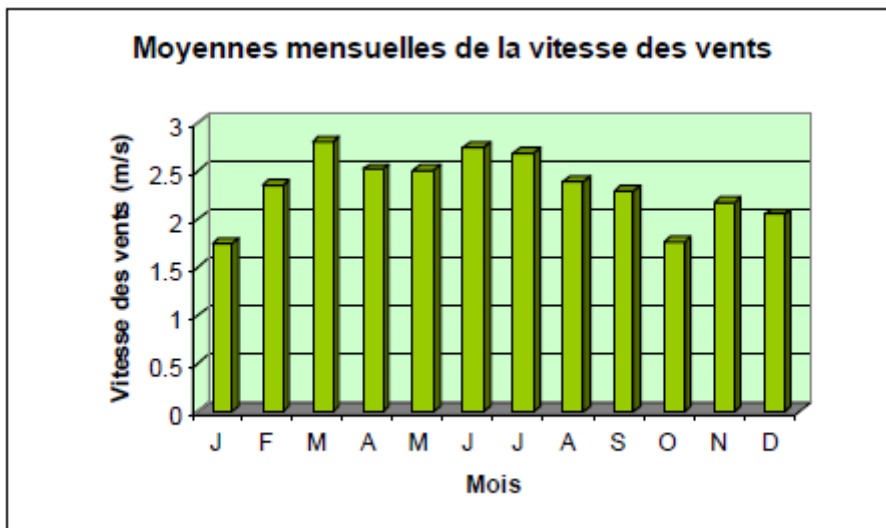


Figure IV .6: Moyenne mensuelle de la vitesse des vents

f. La direction des vents et les houles

- Direction des vents :

L'analyse des régimes de vents, dans le zone de la baie de Zemmouri, a été effectuée à partir des données publiées dans le « WIND AND WAVES OF THE MEDITERRANEAN SEA » et ceci pendant une période de 10 ans (1994-2004). Le point d'enregistrement des données a pour coordonnées 37° N et 3°E.

Dans cet Atlas les données sont présentées sous formes de fichier numériques de fréquences d'apparition des vents par vitesses et par directions.

L'analyse statistiques des données de vents se résume comme suit : (voir la rose des vents ci-dessous) (Figure IV.7).

-Les vents d'Est sont les plus fréquents, il avoisine les 29%. Leurs vitesses sont faibles à modérés, ils sont compris entre 3 et 9 m/s, exceptionnellement (0.1%) les vitesses peuvent atteindre les 12 m/s .

-La direction Nord-Est représente 17.5% des vents annuels, ils sont également faibles à modères (3 à 8 m/s).

- Le secteur Ouest et relativement la seule direction génératrice de tempêtes (supérieur à 12 m/s), avec une fréquence de l'ordre 1.50%)

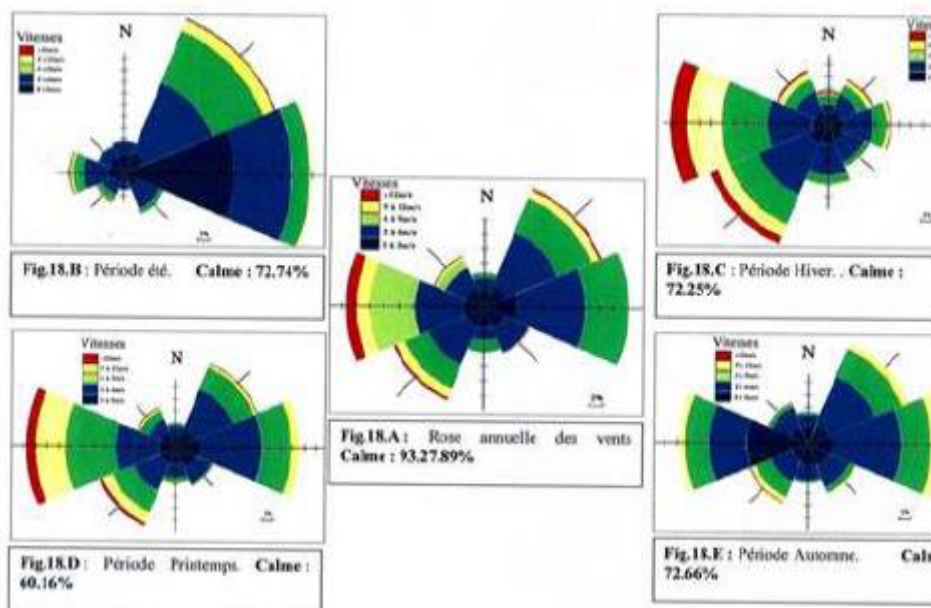


Figure IV .7: Roses trimestrielles et annuelle des vents de la zone d'étude

(Source : MEDATLAS 1994-2004)

- Les houles :

Les données de houles ont été tirées du WIND AND WAVES OF THE MEDITERRANEAN SEA » sur une période 10 ans (1994-2004).

L'exploitation des données a permis d'élaborer des roses des fréquences d'apparition des houles, annuelles et saisonnières , en fonction des directions et des amplitudes.

Les résultats se résument comme suit : (figure IV.8)

-Les houles les plus fréquentes (19.8%) sont issues des secteurs Ouest (N270°) avec des amplitudes souvent inférieures à 1.5 m. Cette direction est essentiellement hivernale

-Les houles du secteur Nord Est sont relativement bien représentées avec une fréquence de 12%, les amplitudes sont du même ordre que celle de la direction Ouest, ce secteur caractérise essentiellement la période estivale.

-Les fortes agitations, houles supérieures à 3 m sont peu fréquentes, elles proviennent des des secteurs Ouest à Nord Ouest.

Les hauteurs significatives (Hsig) au large de la baie de Zemmouri varient entre 0.25 m et 6m.

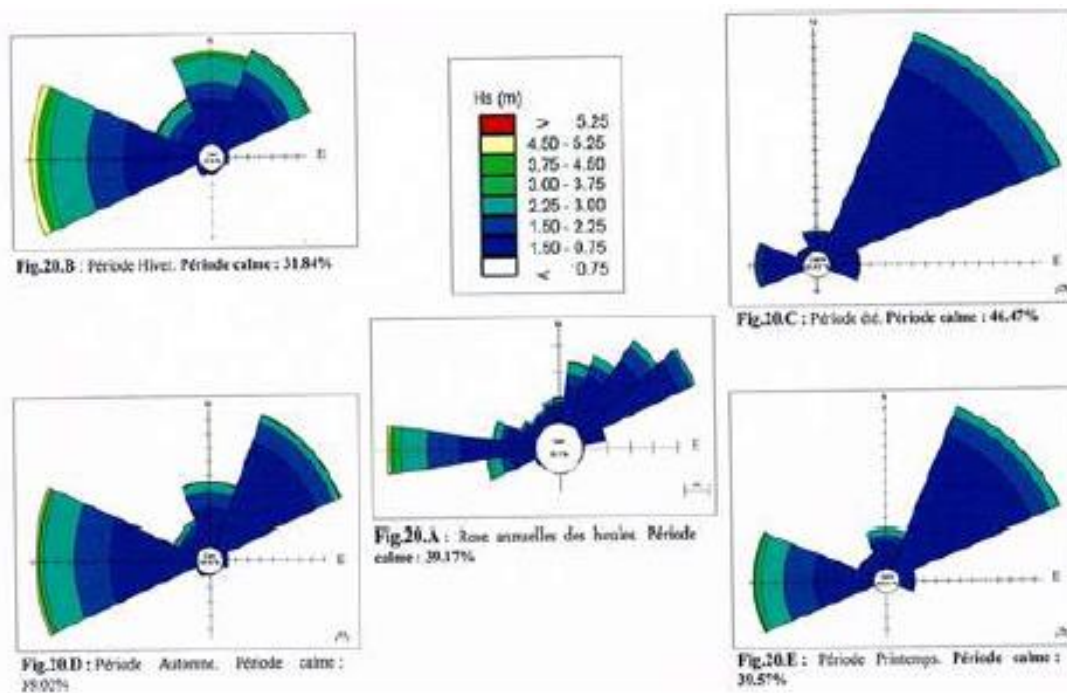


Figure IV .8: Roses trimestrielle et annuelle des houles dans la zone d'étude

(Source MEDATLAS (1994-2004))

IV.3 L'USINE DE DESSALEMENT « CAP DJINET »

(Technical Manual, 2007)

- **Mise en service Partielle :** Octobre 2010
- **Mise en service Finale :** AOUT 2012
- **Capacité :** 100 000 m³/j. par la technique de l'osmose inverse
- **Coût du projet :** 133 millions de dollars
- **Objectif :** renforcement des ressources en eau et l'amélioration de la qualité des eaux distribuées. production, traitement et transport
- **distribution :** gestion et entretien du réseau d'eau potable (Alger, bordj-menail, zemmouri, boumerdes, dellys, afér, tizirt, azfoun)
- **Les travailleurs de L'usine :** sont formés et sensibilisés à tout ce que concernent les objectifs de l'usine et leur travaille
- **La station :** concernant le système de qualité, l'activité du laboratoire d'Ecoprogress s'est déroulée selon les normes UNE-EN-ISO-17025. L'entreprise dispose

actuellement du Certificat UNE-EN ISO 9001:2000 en tant que système de gestion de la qualité pour la réalisation d'analyses environnementales (Certificat Num. 113/ER/04/05).

IV.3.1 Les activités de la station

- **Consistance du projet** : Prise d'eau de mer directe, station de dessalement et rejet de la saumure.
- **Procédé de traitement** : Osmose Inverse avec 8 512 Membranes
- **Débit de captation** : 222 000m³/ jour
- **Taux de conversion**: 45%
- **Emissaire de captation** :DN 1800 mm, longueur 1,8 km, profondeur 20m (figure IV.10)
- **Emissaire de rejet de saumure** : DN 1200 mm, longueur 1,2Km, profondeur 8m

IV.3.2 Procédés d'osmose inverse

(Filmtec manual membranaires N°2, 2007)

- **Marc des membranes** : film tec (S.W :40ie)
- **Nombre de membrane /tube de pression** :7 unité
- **Nombre de tube de pression/châssis** :152 U
- **Nombre totale de châssis** :8 U
- **Nombre totale de membrane** :8 512 U
- **Module** :SW 30HRLE-400i (figure IV.9)
- **Matériel** : polyamide aromatique
- **Forme** : roulement en spirale
- **Diamètre** : 200mm
- **PRESSION DE CHASSIS** : 70 bars
- **Pression de pompe haute pression** :63 bars



Figure IV .9: Les modules d'osmoses inverses
(Filmtec manual membranaires N°2, 2007)

IV.3.3 Les différentes étapes de l'usine de dessalement

(Service de formation professionnelle, 2008)

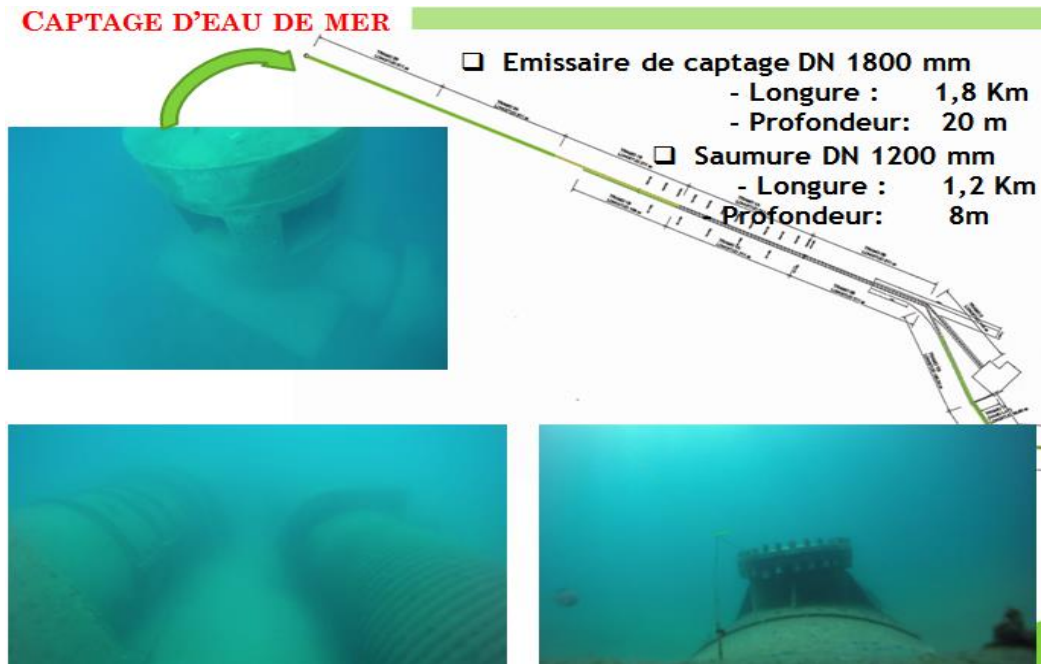


Figure IV .10: captage d'eau de mer (Service de formation professionnelle ,2008)

Pompage à haute pression (figure IV.11)

- (4+1) pompes haute pression
 - 85 bars
 - Système de récupération de l'Energie
 - Pompes BOOSTER
 - Débit maximale : 224 886 m³/j
 - Rendement garanti: 99 %
 - 62bar figure
- « Pompage à haute pression »**

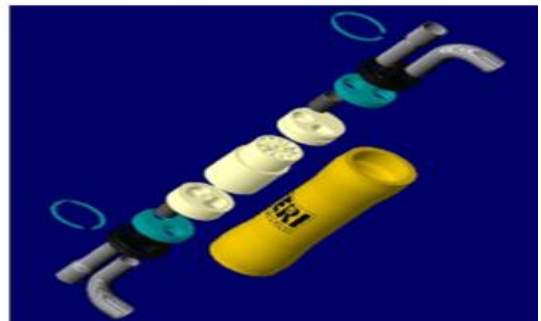
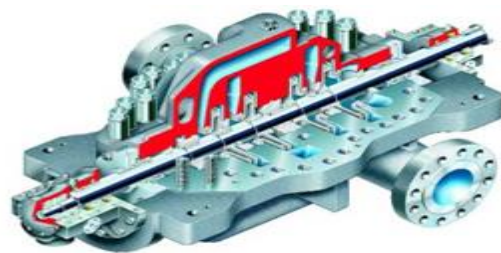


Figure IV .11: Pompage à haute pression

Prétraitement chimique

L'injection et le stockage de produits
(figure IV.12)

- acide sulfurique
- hypochlorite de sodium
- bisulfite de sodium
- inhibiteur d'incrustation
- carbonate de chaux
- CO₂



(a)



(b)

Figure IV .12: Stockage (a) et injection (b) des produits chimiques de prétraitement

- Zone des filtres à sable et anthracite

- 12 Filtre à Sable en Bicouche
- 32 Réservoirs à Anthracite
- 18 filtres à cartouches

- Zone de Production

- 05 Pompes de recirculation
- 08 unités d'Osмосe Inverse
- 05 Pompes HP

Bâtiment de saumure

Tous les rejets (saumure) sont collectés dans ce bassin avant d'être rejeté à la mer via un canal souterrain de « DN 1200 mm, à 1.2Km de la côte, de profondeur 8m (figure IV.13)



Figure IV .13: la conduite de saumure vers la mer

(Service de formation professionnelle ,2008)

- **Captage d'eau de mer « 224 .886 » m³/J**

Le captage d'eau de mer se réalise à travers un seul point qui permette généralement d'obtenir une eau de bonne qualité, ce qui soulage d'autant les prétraitements, et de s'affranchir des risques entraînés par des pollutions accidentelles de l'eau de mer.

- **injection de l'hypochlorite de sodium (l'eau de javel)**
 - pour désinfecter et stériliser l'eau afin de limiter le colmatage biologique.
 - Chloration : Bloque la prolifération des organismes vivants. Evite l'obstruction des conduites.
 - pour empêcher les moules qui colle à l'intérieure de la surface de la conduite
 - bloquer la prolifération des organismes vivants dans l'eau de mer.
- L'injection successive d'hypochlorite de sodium qui a pour objectif d'éviter le développement bactériologique
- **Pompage de l'eau de mer « 224.886 »m³/J**

Pompage de transfert de l'eau de mer après un pré traitement à l'alimentation des filtres à sable en eau de mer.

4.3.4 Injection des produits chimiques

(Filmtec manual membranaires N°2, 2007) , (Service de formation professionnelle,2008) et (Technical Manual, 2007)

Une série des produits chimiques qui doivent être injecté le long du procès afin d'assurer un bon rendement et une bonne qualité de l'eau produites dont (tableau IV.6) et (figure IV.14):

- **permanganate de potassium** : pour oxyder la matière organique
- **acide sulfurique (H₂SO₄)** :
l'addition de cet acide permet de réduire au minimum la salissure et de diminuer le pH afin d'éviter une partie de carbonate dissous, au début, et puis augmenter le pH après la précipitation de carbonates et élimination du CO₂ résiduelle.

utiliser comme un catalyseur dans la coagulation/floculation l'acide sulfurique est le plus employé du point de son avantage économique.
- **coagulant/ floculant** :
*) élimination ou réduire au maximum la présence des matières colloïdales, et d'éviter l'encrassement colloïdale au niveau de la membrane,

*) pour éviter le phénomène d'entartrage des membranes, empêchera la précipitation du carbonate de calcium
- **hypochlorite de sodium** :
quel que soit le procédé de dessalement retenu : il faut éviter tout développement biologique dans l'eau d'alimentation. L'injection de chlore, ou de son équivalent **l'eau de Javel**, sera faite dès la prise d'eau.

Cependant les membranes ne supportent pas la mise en contact avec le chlore, sa réduction sera donc réalisée immédiatement en amont de l'osmose proprement dite. On recommande l'injection d'un réducteur tel que **le bisulfite de sodium**. Un produit équivalent conviendra du moment que l'eau contient moins de **0,1mg/L de chlore libre** à l'arrivée sur la membrane.

« 1 » étape de filtration« 224.886 » m³/J

✓ Filtration : Protégé les pompes et assure le bon fonctionnement des pulvérisateurs.

✓ La filtration de l'eau de mer est prévue pour protéger les pompes et assurer le bon fonctionnement des pulvérisateurs. Son objectif est donc l'élimination de toutes les matières en suspensions dont le diamètre varie entre 5 à 10 μm et qui n'ont pas été éliminés lors de la décantation.

« 2 » étape de filtration« 222.886 » m³/J

On peut utiliser des filtres rotatifs à lavage automatique. L'injection de réactifs n'est pas nécessaire.

✓ sert à l'extraction par filtrage des impuretés de l'eau de mer

✓ retenir les matières solides en suspensions résiduelles

✓ La filtration à travers les filtres à sable sert à séparer les matières troubles et en suspensions de l'eau brute, le moyen de filtration est un remblai en sable et l'antracite (c'est du charbon de faible teneur en matières volatiles moins de 6 à 8% réparti dans les réservoirs filtrants

- **Injection :(avant et après) la microfiltration :**

- **inhibiteur d'incrustations :**

pour la protection des membranes, leur objectif d'éviter la précipitation du sel au niveau de la membrane

- **bisulfite de sodium (Na_2SO_3) :**

L'addition de bisulfite de sodium est nécessaire pour neutraliser le chlore, ou l'élimination du chlore résiduel de l'eau afin d'éviter le colmatage biologique des membranes, l'addition s'effectue après la chloration rapide par injection dans la conduite d'alimentation des micro-filtres.

éliminer les matières biologiques de façon indirecte, en empêchant leur développement en réduisant l'oxygène dissous nécessaire à leur respiration en employant un réducteur ; c'est le bisulfite de sodium

- **Microfiltration « filtre à cartouches » 222.444 m³/J**

La microfiltration est la dernière étape du prétraitement, elle a pour objectifs :

- Réduire les diverses substances organiques responsables du colmatage

- l'affinage de l'eau préfiltrée afin d'abaisser la turbidité et l'indice de colmatage.
 - Arrête les impuretés contenues dans les solutions injectées en amont.
 - C'est une barrière de sécurité pour les membranes du fait qu'elle écarte les matières en suspensions.
- Mélangeur des produits de prétraitement chimique grâce au régime turbulent qui régime à l'intérieure des corps de microfiltration.

- **POMPE à haute pression 70 bars « 101.964 » m³/J**

La pompe haute pression sert à alimenter l'unité d'osmose inversa en eau prétraitée et filtrée, les **PH**, utiliser dans la station de dessalement de **CAP-Djinet** sont des pompes volumétriques à piston adaptées aux faible débits. La pression d'alimentation doit être de l'ordre de 85bar maximum.

- **Avec le procédé de l'OI (Châssis de membranes d'OI « 8 châssis ») :**

Procédés membranaires : L'eau et les sels dissous sont séparés au moyen de membranes sélectives.

✓ 100.100 m³/j \Longrightarrow chambre CO₂

✓ 122.344 m³/J \Longrightarrow la Saumur stockage de saumure pour lavage des filtres

- **Pompes BOOSTER**

- Le rapport entre le débit du perméat et le débit d'alimentation donne le facteur de conversion (**Y=45%**), on déduit donc que **55%** de l'eau de mer est rejetée représente le concentrât qui possède une énergie hydraulique très importante qu'il convient de récupérer afin de réduire la consommation en énergie électrique, Cette récupération s'effectue au niveau de la station de **Cap-Djinet** par une pompe venant soulager le moteur électrique de la pompe Haut pression : c'est les pompes BOOSTER.
- Pompe BOOSTER est reliée à la pompe HP par le même axe de rotation, le concentrât actionne la pompe BOOSTER qui tourne pour aider la pompe haute pression en déchargeant son moteur électrique d'environnant « 99% », on appelle cette technique : « un système de récupération de l'énergie du concentrât »
- Le concentrât coule ensuite librement à travers un tuyau d'écoulement vers le bac de saumure.

- **Chambre CO₂ « 100.100 » m³/J**

- ✓ Pour mettre le milieu acide
- ✓ Pour dissoudre la calcite
- ✓ Pour réduire le pH

- **Reminéralisations « 100.000 » m 3/J**

- La reminéralisations est utilisée dans le cas d'eaux naturellement très douces ou après un traitement de dessalement, par OI par exemple. Elle a pour effet de corriger le goût de l'eau, aussi d'augmenter le TAC et/ou le TH calcique, de plus, l'augmentation de pH. Son but est le plus souvent de permettre la formation de la couche protectrice à l'intérieur des conduites .il peut être aussi de répondre à des exigences de qualité d'eau de fabrication ou encore d'améliorer les qualités organoleptiques, pour obtenir une eau non agressive, non corrosive et apte à la consommation

- **Stockage de l'eau produite « 100.000 » m 3/J**

Le post-traitement permet de potabilité l'eau en 2 étapes (en sortie de l'unité de dessalement, l'eau n'est pas potable car elle est déminéralisée).

1) Correction de la corrosivité : le traitement consiste à ajouter du Ca(OH)_2 ou du CaCO_3 .

2) Désinfection finale : bien que certains procédés (osmose inverse) retiennent tous les micro-organismes, il est nécessaire d'assurer une désinfection à la sortie de l'usine.

- **Injection des produits :**

- hydroxyde de sodium

« la soude NaOH »

pour la correction de pH (augmenté le pH) Jusqu' à un pH d'équilibre non nuisible béton et à la tuyauterie.

- hypochlorite de sodium

pour désinfecter l'eau contre toute contamination microbienne éventuelle. Permettra de la protéger lors de son stockage et de son transport

- **Les dernières étapes :**

- Produit pompage de l'eau
- Eau produite vers distribution
- Stockage de saumure pour lavage des filtres
- Pompage de saumure pour lavage des filtres
- Pompage de recirculation et évacuation de sous -produits

Stockage de sous-produit de lavage(les lavages chimiques et déplacement, lavage des filtres)

Tableau IV .5: Résumé des phases de prétraitement et post traitement au cours de la production d'eau potable par dessalement de l'eau de mer « OI » (PNUE, 2001)

Phase de prétraitement	Objet	Produits Chimiques	Devenir des produits
Ajustement du pH à 7	Diminue-la concentration de carbonate (et laprécipitation de carbonate). Protège-la membrane contre l'hydrolyse	Acide (H ₂ SO ₄)	Modifie le pH de l'eau produite et de la saumure concentrée, le sulfate est retenu dans la saumure concentrée
Antitartre	Prévient la formation de tartre sur les membranes	Agents chélateurs et dispersants	Les complexes formés sont retenus dans la saumure concentrée
Coagulation-filtration	Prévient les salissures et l'encrassement des membranes	Coagulants-Floculants	Les agents floculants formés se séparent par décantation et sont éliminés par filtration
Désinfection	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
Déchloration	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
Ajustement du Ph à 7	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
Désinfection	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
Réduction du niveau de chlore	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
Élimination d'autres formes chimiques	Diminue tous les polluants susceptibles d'être présents dans l'eau produite et dans la saumure concentrée	Est fonction des formes chimiques	

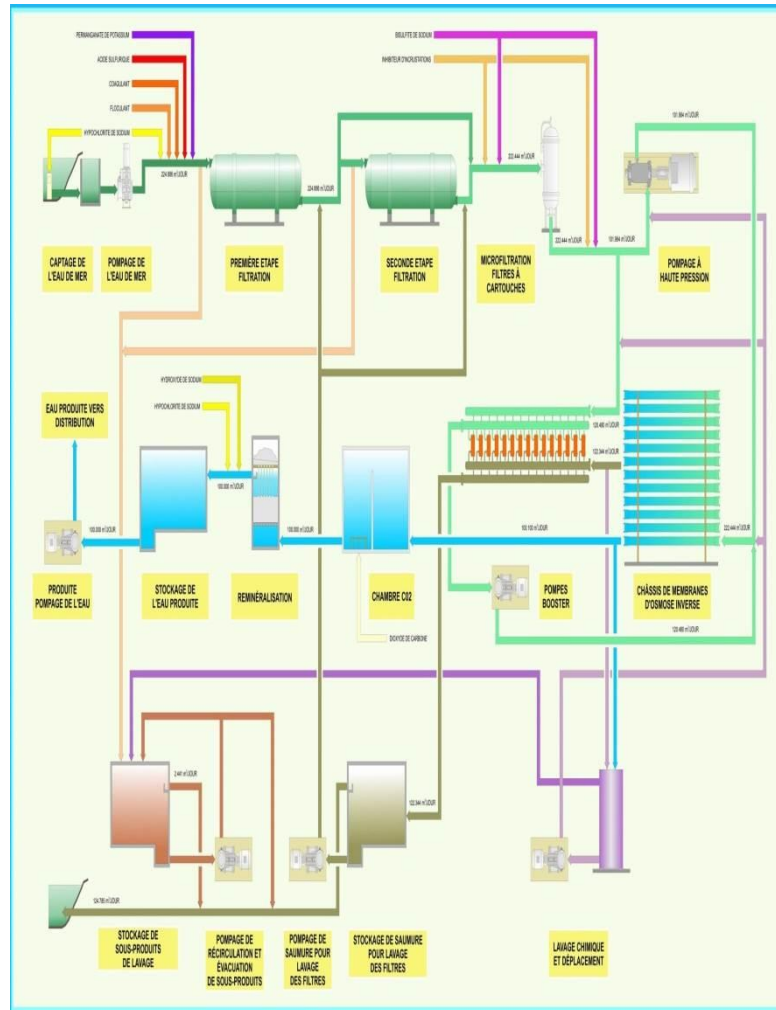


Figure IV .14: Schéma de fonctionnement de la station de dessalement (Service de formation professionnelle, 2008)

IV.4 ANALYSES ET INTERPRÉTATIONS

Dans cette partie pratique et expérimentale on a effectué une série d'analyses de l'eau au niveau de trois points de la station :

1°- A l'entrée de la station : c'est l'eau d'alimentation avant dessalement (l'eau de mer). (Tableaux IV.6 et IV.7)

2°- A la sortie de la station en deux points de la station : c'est l'eau produite après dessalement (l'eau dessalée) et l'eau des rejets (la saumure) qui sont présentés dans les tableaux IV.8 , IV.9 et IV.10.

Tableau IV .6: Résultats des analyses physico-chimiques de l'eau de mer .

Essais Paramètres	Unité	A	B	C	Moyenne
pH		8.22	7.8	7.7	7.90
conductivité	ms/cm	56	55.4	56.6	56
turbidité	NTU	0.32	1.08	1.05	0.82
TDS	g/l	35.7	35.2	36.1	35.66
T	C°	15.7	17.8	15.6	16.36
Ammonium NH ⁴⁺	Mg/l	00	00	00	00
Nitrites NO ₂ ⁻	Mg/l	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Nitrate NO ₃ ⁻	Mg/l	6.33	5.90	5.80	6 .01
TA	°F	00	00	00	00
TAC	°F	13	13.5	13.4	13.3
Bicarbonates HCO ₃ ⁻	Mg/l	130	135	134	133
TH	°F	441	560.6	450.3	483.96
Calcium Ca ²⁺	Mg/l	381	200	220	267
Magnésium Mg ²⁺	Mg/l	724	780.90	807	770.63
Chlorures	Mg/l	6472.20	6816	6532	6606.73
Chlore libre	Mg/l	00	00	00	00
Chlore totale	Mg/l	0 .01	0.01	0.01	0.01
Potassium K ⁺	Mg/l	142.15	148.8	145.7	145.55
Fe ⁺⁺⁺	Mg/l	0.015	0.011	0.011	0.012
Fe ⁺⁺	Mg/l	0.085	0.087	0.09	0.087
Sulfate SO ₄ ²⁻	Mg/l	1023.40	1260	1100	1127.8
Bore	Mg/l	3.81	3.72	3.46	3.66
MES	mg/l	3.3	4.6	4.6	4.16
Résidus sec	g/l	32	30.2	30.5	30.9
O ₂ dissous	mg/l	0.16	0.18	0.20	0.18

Tableau IV .7: Résultats des analyses bactériologiques de l'eau de mer

Essais Paramètres	A	B	C	Moyenne (germe/ 100ml)
Coliformes totaux	10.00	12.06	12.60	11.55
Coliformes fécaux	00	00	00	00
Streptocoques totaux	5.60	4.40	5.00	5
Streptocoques fécaux	00	00	00	00
Clostridium	00	00	00	00

Les résultats obtenus par de nombreuses expériences physico-chimiques, nous a permis de constater ce qui suit, sur l'eau de mer :

- ✓ le pH à la neutralisation
- ✓ très forte concentration des sels minéraux
- ✓ conductivité trop élevée
- ✓ turbidité normale

La recherche bactériologique dans une eau de mer est très importante en raison de l'utilisation des membranes ou le risque d'eutrophisation biologique est présent.

L'eau de mer est un milieu vivant, qui véhicule d'une part des matières minérales et d'autre part des organismes vivants souvent microscopiques. En pleine mer, le plancton prédomine. Près des côtes, la teneur en sable augmente. Elle varie selon les courants et la profondeur des fonds. La pollution par des rejets urbains ou industriels peut devenir prépondérante. Le site de la prise d'eau et sa conception seront choisis pour éviter toute pollution et limiter au mieux l'apport des matières en suspension.

Tableau IV .8: Résultats des analyses physico-chimiques de rejet

Essais Paramètres	Unité	A	B	C	Moyenne
pH		7.98	7.95	6.90	7.61
conductivité	ms/cm	95.3	95.00	94.9	95.06
turbidité	NTU	0.40	0.35	0.39	0.38
TDS	g/l	66.71	66.00	65.5	66.07
T	C°	18.2	18	18	18.1
Ammonium NH ⁴⁺	Mg/l	00	00	00	00
Nitrites NO ₂ ⁻	Mg/l	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Nitrate NO ₃ ⁻	Mg/l	15	12	10	12.33
TA	°F	00	00	00	00
TAC	°F	15	14	14.5	14.5
Bicarbonates HCO ₃ ⁻	Mg/l	150	140	145	145
TH	°F	1340	1430	1390	1386
Calcium Ca ²⁺	Mg/l	300	285	310	298.33
Magnésium Mg ²⁺	Mg/l	940	945	930	938.33
Chlorures Cl ⁻	Mg/l	20800	20700	20750	20750
Chlore libre	Mg/l	0.02	0.01	0.01	0.02
Chlore totale	Mg/l	0.03	0.02	0.02	0.03
Potassium K ⁺	Mg/l	850	842	890	860.67
Fe ⁺⁺⁺	Mg/l	0.045	-	-	0.045
Fe ⁺⁺	Mg/l	0.05	0.06	0.09	0.066
Sulfate SO ₄ ²⁻	Mg/l	5930	5900	5820	5883.33
O ₂ dissous	Mg/l	9.25	9.27	9.00	9.17
MES	mg/l	13.3	13.2	14	13.5
Résidu sec à 180°	g/l	65.14	64.5	65.75	13.5
Résistivité	/cm	10.5	11	10.8	10.76

Tableau IV .9: Résultats des analyses physico-chimiques de la saumure :

Essais Paramètres	Unité	A	B	C	Moyenne
pH		8.00	7.5	7.4	7.61
Conductivité	ms/cm	92	93.2	95.06	92.2
Turbidité	NTU	0.45	0.43	0.41	0.43
TDS	g/l	63.98	62	62.3	62.76
T	C°	18.2	18	18.1	18.1
Ammonium NH ⁴⁺	Mg/l	00	00	00	00
Nitrites NO ₂ ⁻	Mg/l	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Nitrate NO ₃ ⁻	Mg/l	12	11.85	11.5	11.78
TA	°F	00	00	00	00
TAC	°F	13	13.2	14	13.4
Bicarbonates HCO ₃ ⁻	Mg/l	130	132	140	134
TH	°F	1390	1350	1360	1366.66
Calcium Ca ²⁺	Mg/l	390	320	300	336.66
Magnésium Mg ²⁺	Mg/l	800	830	938.33	856.11
Chlorures	Mg/l	20400	20300	20500	20400
Chlore libre	Mg/l	0.03	0.02	0.01	0.02
Chlore totale	Mg/l	0.04	0.03	0.02	0.03
Potassium K ⁺	Mg/l	719	700	695	704.66
Fe ⁺⁺⁺	Mg/l	0.034	0.05	0.042	0.042
Fe ⁺⁺	Mg/l	0.040	0.06	0.055	0.054
Sulfate SO ₄ ²⁻	Mg/l	5480	5400	5410	5430
O ₂ dissous	Mg/l	9.36	9.30	9.00	9.22
MES	mg/l	13.5	13.00	13.2	13 .33
Résidus sec	g/l	63.02	64.00	63.20	63.40
Résistivité	/cm	10.5	11	10.76	10.66

Note :

Le rejet c'est un mélange entre « la saumure avec l'eau de lavage des filtres et les eaux usées de l'usine » d'une quantité de 2.445m³/J.

Les analyses physico-chimiques de rejet presque les même que la saumure, et ça veut dire que il n'y a aucune dilution de la saumure avant son rejet dans la mer.

Tableau IV .10: Résultats des analyses bactériologiques de rejet, et de la saumure

Essais Paramètres	A	B	C	Moyenne (germe/100ml)
Coliformes totaux	00	00	00	00
Coliformes fécaux	00	00	00	00
Streptocoques totaux	00	00	00	00
Streptocoques fécaux	00	00	00	00
Clostridium	00	00	00	00

Les membranes d'osmose arrêtent toutes les matières en suspension. Il en résulte un colmatage rapide de la membrane, qui la rend impropre à son usage. Pour conserver leur efficacité, il est indispensable de rendre l'eau de mer aussi limpide que possible. C'est l'objectif du prétraitement dont les phases successives.

La turbidité doit être inférieure à 0.50 NTU pour éviter des nettoyages de membranes trop fréquentes. Dans notre cas la turbidité est inférieure à la valeur recommandée « $0.40 < 0.50$ NTU » ce qui montre que la microfiltration dans l'usine CDJ est efficace.

- ✓ Le pH est à la neutralisation.
- ✓ La turbidité normale.

La conductivité de la saumure atteint une valeur maximale 95ms/cm ce qui la rendre très chargée en sels, la conductivité dépende :

- ✓ de la concentration en ion.
- ✓ de la nature des ions.
- ✓ de la température de la saumure.
- ✓ de la viscosité de la saumure.

La salinité de la saumure est très grand variée entre « 62-66 »g/l, presque le double de la salinité de l'eau de mer, qui permet l'efficacité du traitement adapté « osmose inverse » .:

- ✓ Parmi les analyses que nous avons fait, la température varie entre 18°C et 25°C , c'est une valeur qui très normale et repend à la norme.

La valeur de TH est très élevée, il y a un excès de Ca^{++} et de Mg^{++} liés HCO_3^- , on note la présence des ions bicarbonates, calcium et sulfates. Ces ions sont des sources potentielles d'entartrement selon les conditions de température, de concentration et de pH. Or tout procédé de dessalement implique une concentration de l'eau. Il restera donc à l'opérateur le choix de la température et du pH pour limiter si non éviter l'entartrement des appareils.

La saumure est très chargée en chlorures « 20750 mg/l » presque triple de la quantité de l'eau de mer, cette forte augmentation revient à l'injection successive d'hypochlorite de sodium qui a pour l'objectif d'éviter le développement bactériologique....

L'analyse des ions de fer est importante au niveau de la station parce qu'ils peuvent causer la corrosion des conduites qu'ils traversent, en présence d'une forte salinité peut conduire à un accroissement de la turbidité qui risquera de la perturber la photosynthèse. Cette valeur repend largement à la norme de rejet « $0.045 < 95$ mg /l ».

- **Note :** au niveau de l'usine de **Cap djinet**, les conduites sont fabriquées en matière « **INOX** » anticorrosion.

Tableau IV .11: Résultats des analyses physico-chimiques et bactériologiques de l'eau traitée

PARAMETRE	UNITE	REFERENCES	OMS	19 /06/2014 a 10 :30
UNITE				1, 2,3 et 4
EAU				EAU TRAITEE
MTD	ppm	150 < MTD < 500		405
DURETE TOTALE	ppm CaCo3	>65		69,08
PH		7,5 à 8,5		8,35
TEMP	Deg C			22,4
CONDUCTIVITE	µS/cm			810
TOTAL ALCALINITE(TAC)	ppm CaCo3	50 à 65		59,78
CALCIUM (Ca ²⁺)	mg /L			23,45
LSI		0 à 0,4		0,06
BORE	ppm	< 1		
TURBIDITE	NTU	< 5		0,69
CHLORE LIBRE	ppm	< 5		0,36
CHLORE TOTAL	ppm			0,38
ALCALINITE(TA)	mg /L (CaCo3)			2,62
CALCIUM	mg /L (CaCo3)			58,63
SODIUM	mg /L	< 200		
POTASSIUM	mg /L			
MAGNESIUM	mg /L			2,5
CARBONATES	mg /L			6,3
BICARBONATES	mg /L			66,54
CHLORURES	mg /L	< 250		
NITRITES	mg /L	< 3		
NITRATES	mg /L	< 50		
SULFATES	mg /L	< 500		
FER	mg /L			
LA COULEUR	hazen	< 5		< 5

D'après nos résultats obtenus ; On remarque que pour chaque paramètres il a une diminution importante de sa valeur initiale.

Donc la valeur de chaque paramètre de l'eau déminéralisée est devenue plus petite que dans l'eau dessalée ; ce qui explique que la déminéralisation a donné un très bon résultat d'élimination des sels dans l'eau dessalé après le dessalement.(Tableau IV.11)

Donc, il reste dans l'eau déminéralisée que quelques traces des sels qui sont négligeables.

Tableau IV .12: la quantité de saumure rejetée dans une durée d'une année à l'usine de dessalement **CDJ**.

C D J	Q(m ³ /j) captage	Q (m ³ /j) saumure	Y% produite	Y% saumure	Capacité (m ³ /j)	pH	T °	Turbidité NTU	Conductivité (ms/cm)
	244.886	124.765	45%	55%	100.000	7.61	18	0.40	92.5
	TDS(g/l)	Saumure (m ³ /j)		Saumure (m ³ /mois)				Saumure (m ³ /année)	
	62.76	124.765		3742.95				44915.4	



Figure IV .15: Photo pour un de rejet sous marin de la saumure (Bleninger et Jirka, 2010)

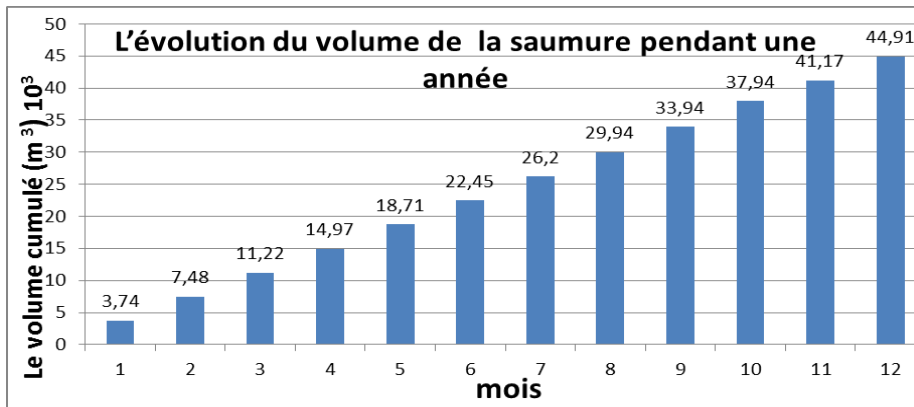


Figure IV .16: l'évolution du volume de la saumure pendant une année

Note : On note que le rejet de cette immense quantité de saumure qui contient différentes éléments chimiques du tableau IV.12 et présenté par la figure IV.16, se fait à une distance de 1200m de la cote et à une profondeur de 8m de la surface de la mer par un émissaire (conduite) sous-marin de diamètre de 1,2m (figure IV.15).

Le tableau IV.13 donne les caractéristiques des quinze grandes stations de dessalement en Algérie, dont la capacité varie entre 38600 m³/j et 500000 m³/j.

Tableau IV .13: Caractéristiques des grandes stations de dessalement de l'eau de mer en Algérie

Station	Q _{entrée} (m ³ /j)	Taux de conversion (%)	Q _{sortie} (m ³ /j) (Q _{perméat})	Q _{saumure} (m ³ /j)
Cap-djinet (boumerdes)	222765	45	100000	124765
Souk tleta (telmcen)	444444	45	200000	244444
Honaine (telmcen)	444444	45	200000	244444
Beni saf (ain temouchent)	444444	45	200000	244444
Arzew (oran)	85777	45	38600	47177
Mactaa (oran)	1111111	45	500000	611111
Mostaghanem	444444	45	200000	244444
Ténès(chlef)	444444	45	200000	244444
Fouka (tipaza)	266666	45	120000	146666
Hamma (alger)	444444	45	200000	244444
Skikda	222765	45	100000	124765
El tarf (projetée)	222765	45	100000	124765
Jijel (projetée)	222765	45	100000	124765
Bejaia (projetée)	222765	45	100000	124765
Oued Sebt « tipaza » (projetée)	222765	45	100000	124765

❖ **Note :**

- ✓ Pour la méthode des calculs ; on a pris le taux de conversion $Y=45\%$ pour tous les stations en Algérie.

• **Applications numériques :**• *Exemple « CDJ »*

$$Y = 45\%$$

$$\left. \begin{array}{l} Q_{\text{entrée}}: 222765 \text{ (m}^3/\text{j)} \\ Q_{\text{perméat}}: 100000 \text{ (m}^3/\text{j)} \end{array} \right\} Q_{\text{saumure}} = Q_{\text{entrée}} - Q_{\text{perméat}}$$

$$Q_{\text{saumure}} = 222765 - 100000 \text{ (m}^3/\text{j)}$$

$$Q_{\text{saumure}} = 124765 \text{ m}^3/\text{j}$$

- ✓ Et la même chose pour le Q_{saumure} de toutes les stations de dessalement en Algérie.

La quantité journalière des sels :

$$[\text{TDS}] : \text{d'eau de mer} = 35.66 \text{ g/l}$$

$$[\text{TDS}] : \text{de la saumure} = 66.07 \text{ g/l}$$

$$[\text{Sels excédentaire}] = 66.07 - 35.66 \text{ (g/l)}$$

$$[\text{Sels excédentaire}] = 30.41 \text{ g/l}$$

$$[\text{Sels excédentaire}] \text{ journalière} = [\text{sels excédentaire}] \text{ Kg/l} * Q_{\text{saumure}}(\text{l/j})$$

$$[\text{Sels excédentaire}] \text{ journalière} = 30.41 * 10^{-6} * 124765 * 1000$$

$$[\text{Sels excédentaire}] \text{ journalière} = 3794 \text{ Kg/j}$$

$$[\text{Sels excédentaire}] \text{ journalière} = 10394.80 \text{ Tan/an}$$

- ✓ La même chose pour les quantités des différents éléments chimiques des stations de dessalement en Algérie. (Tableau IV.14)

- D'après les quantités journalières des différents éléments chimiques des stations de dessalement en Algérie, qui ont rejeté dans la mer, on peut évaluer l'impact de ces rejets sur les milieux récepteurs et la pollution marine.

Ces rejets caractérisés d'une immense quantité des éléments chimiques suivants :

- On a pour les chlorures environ de : 37092329 Kg/j (101622819 Tan/an).
- Les sulfate environ de : 11569298 Kg/j (31696709 Tan /an).
- Les sels environ de : 62102666 Kg/j (170144291 Tan /an).

On sait bien que ces rejets avec cette grande quantité des éléments chimiques en évolution chaque jour, et ça donne une grande pollution sur le milieu marin et une perturbation dans la vie des organismes marins « la tolérance de certains organismes ne dépasse pas 38 g/l de salinité du milieu ».

- Il est indubitable que l'impact sur l'environnement le plus préoccupant est celui de la saumure, autrement dit des eaux qui contiennent une concentration élevée de sels et qui sont rejetées par toutes les usines de dessalement. La salinité de la saumure dépend du procédé utilisé. Dans le

cas des usines à osmose inverse, la salinité de la saumure dépend de la capacité de conversion de l'usine et elle est de 1,2 à 3 fois supérieure à la salinité de l'eau d'alimentation.

- L'impact potentiel sur les communautés biotiques des estuaires se manifeste par la mort des différents niveaux d'invertébrés et de poissons due aux déperditions de leurs propres moyens de défenses lors de leur entrainement dans les systèmes. Beaucoup de ses organismes meurent soit par asphyxie en raison de mouvement gênant de leurs branchies soit par des dommages mécaniques internes ou externes subit lors de leur passage dans les systèmes traversés soit par même, la majorité des œufs et de larves d'invertébrés et de poissons sera détruite. Cet enchainement perturbe globalement certains facteurs biotiques de ses populations, telles que :
 - ✓ La composition et l'abondance des espèces affectées.
 - ✓ Leurs abondances dans les eaux adjacentes.
 - ✓ Leur taux de survie en comparaison à la survie naturelle.
 - ✓ Les rôles écologiques des organismes charriés et leurs stratégies reproductives.

Tableau IV .14: Les quantités journalières des différents éléments chimiques rejetées par les grandes stations de dessalement en Algérie :

Station	Q _{Saumure} (m ³ /j)	Ca ⁺ (kg/j)	Mg ⁺² (kg/j)	Chlorure Cl ⁻ (kg/j)	Chlore libre (kg/j)	Chlore total (kg/j)	K ⁺ (kg /j)	Fe ⁺ (kg/j)	Fe ⁺² (kg/j)	So ₄ ⁻² (kg/j)
Cap-Djinet (Boumerdes)	124765	3691.12	10733.5	1720917.3	2.495	2.495	59757.3	3.742	3.742	536763.9
Souk telta (telmcen)	244444	17027.9	21029.5	3371682	4.88	4.88	136671	7.33	7.33	1051646
Honaine (telmcen)	244444	17027.9	21029.5	3371682	4.88	4.88	136671	7.33	7.33	1051646
Benisaf aintemouchent)	244444	17027.9	21029.5	3371682	4.88	4.88	136671	7.33	7.33	1051646
Arzew (oran)	47177	3286.3	40586	550725	0.943	0.943	26377	1.415	1.415	202964
Mactaa (oran)	511111	42569.9	52573.8	8429219	12.22	12.22	341678	18.33	18.33	2629121
Mostaghanem	244444	17027.9	21029.5	3371682	4.88	4.88	136671	7.33	7.33	1051646
Tenes (chlef)	244444	17027.9	21029.5	3371682	4.88	4.88	136671	7.33	7.33	1051646
Fouka (tipaza)	146666	10216	12617.6	2023003	2.93	2.93	32002	4.399	4.399	530986
Hamma (alger)	244444	17027.9	21029.5	3371682	4.88	4.88	136671	7.33	7.33	1051646
Skikda	124765	3691.12	10733.5	1720917.3	2.495	2.495	59757.3	3.742	3.742	536763.9
El tarf(projetée)	124765	3691.12	10733.5	1720917.3	2.495	2.495	59757.3	3.742	3.742	536763.9
Iijel (projetée)	124765	3691.12	10733.5	1720917.3	2.495	2.495	59757.3	3.742	3.742	536763.9
Bejaia (projetée)	124765	3691.12	10733.5	1720917.3	2.495	2.495	59757.3	3.742	3.742	536763.9
Oued sebt (projetée)	124765	3691.12	10733.5	172091.3	2.495	2.495	59757.3	59757.3	59757.3	536763.9
Total	Kg /j	210386.3	296355.4	1658542.8	50.34	50.34	1688626	90.57	90.57	59102666.6
	Tan/ans	576400.8	11932.6	14132994	165.3	165.3	4626372	248.13	248.13	189322372

IV.5 GESTION DE LA SAUMURE DES USINES DE DESSALEMENT

La saumure est un rejets du processus de dessalement .Elle se compose d'un cours d'eau avec une teneur élevée en sel .Dans le cas du dessalement de l'eau de mer par osmose inverse, la teneur en sel de saumure est de double ou presque du triple par rapport à l'eau de mer .

Par contre, dans le cas du processus thermique elle est approximativement de 10 % plus que l'eau de mer. Ce rejet d'eau contient également des produits chimiques de nettoyage de membrane et d'autres utilisée contre l'entartrage et pour éviter la corrosion.

IV.5.1 Dilution de la saumure

Etant donné qu'il n'existe actuellement pas de réglementations concernant les rejets de saumures, en général la saumure des usines de dessalement est rejetée directement dans la mer ou associée aux rejets de l'eau de refroidissement des centrales ou aux effluents des stations d'épuration.

a. Dilution avec un effluent de stations d'épuration :

Mélanger la saumure aux effluents de stations d'épuration est une des solutions préférable au rejet direct dans la mer. Nous allons donc réaliser l'étude de faisabilité de ce mélange avec notre usine de dessalement de cap djinet.

Calcul du taux de dilution :

D'après les débits de rejet des stations d'épuration et de la saumure $Q_{\text{rejet saumure}} = 124765 \text{ m}^3/\text{j}$ de l'usine de cap djinet nous pouvons calculer le taux de dilution (tableau IV.15).

Tableau IV .15: taux de dilution de la saumure par les eaux épurées.

Station	Débit de rejet (m^3/j)	Débit total (m^3/j)	Le taux de dilution
Reghaia	80000	100000	0.80
Boumredes	15000		
Zemouri	5000		

-La concentration de la saumure après la dilution :

$$C = \frac{M}{V}$$

$$C = \frac{66.07 \times 124765}{(100000 + 124765)} = 37,67 \text{ g/l}$$

C : concentration de la saumure (g /l).

M : la masse journalière des sels (g/j).

V : Volume journalier après la dilution (l/j).

Conclusion

D'après la dilution de la saumure on remarque que la concentration de cette saumure diminue jusqu'à 37.67g/l.

Au vu que, certaines stations d'épurations sont éloignées de l'usine et la construction de tuyau jusqu'à l'usine ne serait pas envisageable et reviendrait à un coût économique très élevée.

Nous avons donc conclu que cette méthode de dilution des saumures ne sera envisageable qu'après une étude technico économique détaillée.

b. Récupération des eaux de pluie :

La récupération d'eau de pluie consiste en un système de collecte et de stockage de l'eau pluviale dans la perspective d'une utilisation ultérieure. La mise en place d'une installation spécifique, qui peut varier dans sa complexité suivant l'utilisation finale, est nécessaire à la satisfaction de cet objectif.

Les motivations sont le plus souvent d'ordre économique ou écologique ; cependant dans certaines configurations, de telles installations sont indispensables pour suppléer à une alimentation en eau courante insuffisante, défaillante ou même inexistante.

- ❖ Qualité de l'air.
- ❖ Précipitations.
- ❖ Surface de toiture de l'usine.
- ❖ Volume d'eau récupérable.

Le volume d'eau récupérable est défini selon la relation suivante:

$$V_{\text{récupérable}} = P.S. Cr. Cf$$

Avec :

V : le volume récupérable en m³/an.

P : la précipitation annuelle en m³/m²/an.

S : la surface de toiture en m²

Cr : le coefficient de restitution (coefficient de ruissellement).(TableauIV.16)

Cf : le rendement hydraulique du système de filtration.

Tableau IV .16: Coefficient de restitution

Type de toiture	Coefficient de restitution (Cr)
Toit en matière dure (tuile, ardoise...) en pente	0,9
Toit ondulé en pente	0,8
Toiture en gravier	0,6
Toiture végétalisée	0,5
Panneaux photovoltaïques	0,75

Tableau IV .17: Volumes mensuels récupérables.

mois	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
Précipitation (mm)	73.56	54.27	45.47	48.66	29.15	5.80	4.50	9.50	26.99	51.12	89.37	77.80
Volume récupérable (m ³ /mois)	6254,6	4612,95	3864,95	4136,1	2477,75	493	382,5	807,5	2294,15	4345,2	7596,45	6613

. La surface de l'usine : S = 10 hectares.. Le coefficient de ruissèlement moyen : Cr = 0,85

Conclusion

Au vu des résultats, le volume de pluies récupérable est très faible, soit environ 43878 m³/an (tableau IV.17), alors que le débit de rejets de saumures est de 124765 m³/j. Nous avons conclu que la dilution par l'eau de pluie **n'est donc pas envisageable**

IV.5.2 Distillation Membranaire sous Vide (VMD ou DMV)

La distillation membranaire sous vide (Mericq, 2009) est un procédé hybride combinant à la fois un procédé thermique et un procédé membranaire. Une différence de pression transmembranaire est générée par une pression de vide côté perméat d'une membrane hydrophobe. Les molécules volatiles, ici l'eau, s'évaporent ainsi à l'interface liquide chaud/vapeur et traversent la membrane sous forme gazeuse. La recondensation a lieu à l'extérieur du module membranaire grâce à un condenseur (figure IV.17).

Ce procédé va ici permettre de **réduire le volume de saumure** et d'**en augmenter la concentration** en évaporant l'eau qu'elle contient. Les objectifs sont de parvenir à concentrer ces saumures pour **faciliter la cristallisation du sel** et de permettre d'augmenter le rendement du dessalement afin de réduire le volume d'eau de mer pompée et ainsi, en **diminuer la consommation énergétique**.

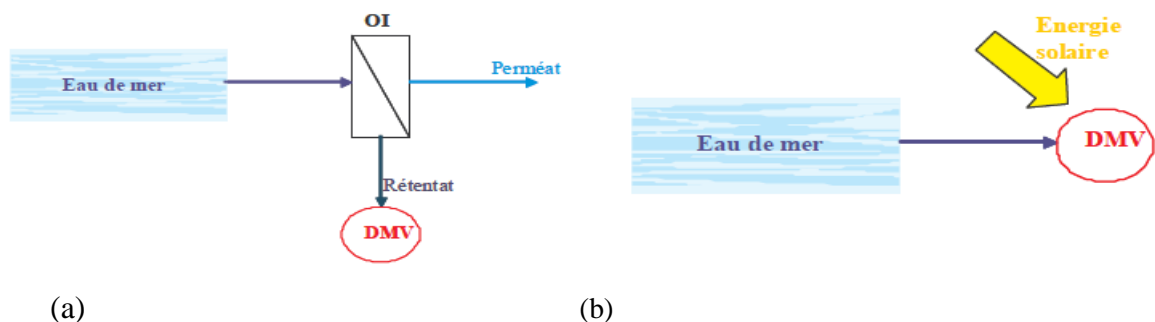


Figure IV .17: (a) Traitement des concentrats d'OI par DMV, (b) Traitement direct de l'eau de mer par DMV (Mericq, 2009)

Un vide est appliqué côté perméat à l'aide d'une pompe à vide. La pression de vide appliquée est inférieure à la pression de vapeur saturante des molécules volatiles à séparer. Dans ce cas, la condensation des molécules a lieu à l'extérieur du module membranaire (figure IV.18).

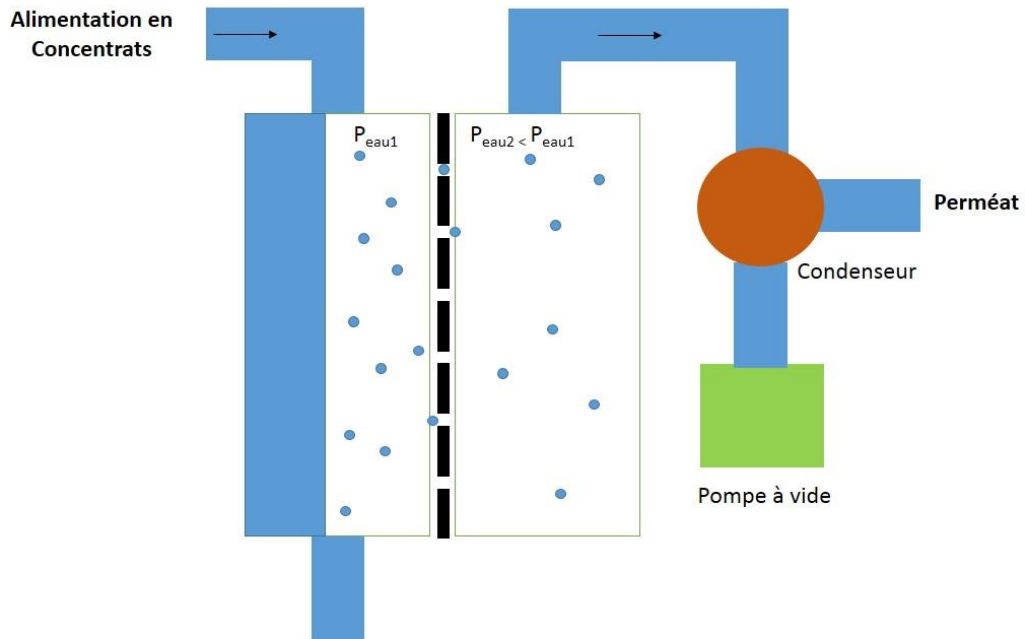


Figure IV .18: Schémas de principe de la DMV (Mericq, 2009)

Bien que le risque de mouillage est plus élevé dans cette configuration, la VMD a été retenue pour cette étude car elle permet d'obtenir un flux de perméat plus grand que les autres configurations ainsi qu'un phénomène de polarisation en température réduit.

Choix de la membrane et des conditions de fonctionnement

a. Choix de la membrane

Dans le cas de la distillation membranaire, la membrane utilisée est généralement une membrane hydrophobe. Elle doit avoir une faible résistance au transfert de matière, une faible conductivité thermique ($0,22$ à $0,45 \text{ W.M}^{-1}.\text{K}^{-1}$ pour le PVDF et le PTFE) , une pression d'intrusion (Liquid Entry Pressure LEP) élevée, une bonne stabilité thermique et une résistance chimique excellente. Ces caractéristiques ont une influence très importante sur le flux de perméat obtenu (Mericq, 2009).

Matériaux :

Quatre types de matériaux peuvent être utilisés et sont répertoriés dans le tableau IV.18.

Tableau IV .18: Types de matériaux composant les membranes utilisées en distillation membranaire

Dénomination	PTFE	PVDF	PP	PE
Nom complet	PolyTétraFluoroEthylène ou téflon	Fluorure de PolyVinyliDiène	PolyPropylène	PolyEthylène
Structure chimique	$\left(\begin{array}{c} \text{F} \quad \text{F} \\ \quad \\ \text{---C---C---} \\ \quad \\ \text{F} \quad \text{F} \end{array} \right)_n$	$\left[\begin{array}{c} \text{H} \quad \text{F} \\ \quad \\ \text{---C---C---} \\ \quad \\ \text{H} \quad \text{F} \end{array} \right]_n$	$\left[\begin{array}{c} \text{CH}_3 \\ \\ \text{---C---} \\ \\ \text{---} \end{array} \right]_n$	$\left(\begin{array}{c} \text{H} \quad \text{H} \\ \quad \\ \text{---C---C---} \\ \quad \\ \text{H} \quad \text{H} \end{array} \right)_n$

Mouillage :

Le phénomène de mouillage doit être évité. Pour cela la pression d'entrée du liquide doit être supérieure à la pression hydrostatique transmembranaire (Laplace-Cantor). Elle dépend de plusieurs facteurs : le matériau membranaire (nature, hydrophobicité), la structure de la membrane (taille des pores, distribution de tailles des pores, épaisseur, porosité), les conditions opératoires (température, pression de vide en DMV), la nature du liquide à traiter (tension superficielle).

Epaisseur de la membrane :

Une augmentation de l'épaisseur de la membrane a pour conséquence une augmentation du flux de perméat, la diminution des pertes par conduction thermique (négligeables pour la DMV) et la diminution du risque de mouillage. L'épaisseur optimale trouvée pour la Distillation Membranaire par Contact Direct se situe entre 30 et 60 μm .

Porosité de la membrane :

L'augmentation de la taille des pores entraîne une augmentation du flux de perméat et une augmentation du risque de mouillage. il faut donc trouver un compromis. La taille des pores pour la DMV reste peu étudiée mais on estime qu'elle doit être de l'ordre de 0,45 μm .

Propriété de la surface de la membrane :

Les membranes utilisées sont généralement hydrophobe.

Géométrie et configuration de la membrane :

Les membranes distillation membranaires peuvent avoir différentes géométries : planes ou fibres creuses. Dans tous les cas, elles doivent répondre à plusieurs exigences : permettre une alimentation avec une grande turbulence, entraîner une faible perte de charge le long du module, faciliter une éventuelle récupération de chaleur et avoir une stabilité et une bonne isolation thermique.

b. Conditions opératoires

Les paramètres à prendre en compte sont les suivants :

Différence de pression transmembranaire :

En DMV, le flux de Perméat augmente avec la diminution de la pression de vide néanmoins celle-ci entraîne aussi une augmentation de la mouillabilité de la membrane par augmentation de la pression hydrostatique transmembranaire. Il faut donc travailler à pression de vide faible mais pas trop pour éviter le mouillage de la membrane.

Température côté alimentation :

L'augmentation de la température entraîne une augmentation exponentielle du flux de Perméat du fait de l'augmentation de la pression partielle de vapeur (loi d'Antoine). Néanmoins, une température trop importante peut entraîner une augmentation de l'effet de polarisation en température.

Les températures généralement utilisées en DMV se situent entre 20 et 80°C.

Température côté perméat :

Elle n'est pas prise en compte.

Différence de température transmembranaire :

Elle est considérée comme nulle dans le cas de la DMV. Ainsi, la température côté perméat est égale à la température côté alimentation.

Vitesse de circulation côté alimentation :

Des vitesses de circulation élevées (régime turbulent) sont nécessaires ce qui permet d'accroître l'agitation et ainsi d'augmenter les coefficients de transfert de chaleur et de matière diminuant, de ce fait, les phénomènes de polarisation de température et de concentration. Cependant, les pertes de charges augmentent avec le carré de la vitesse. Il faut donc éviter une surconsommation d'énergie. De plus, l'augmentation du débit peut entraîner une pression hydrostatique supérieure à la LEP entraînant ainsi le mouillage des pores.

Débit de fluide côté perméat :

Son influence n'est pas prise en compte.

Concentration en solutés dans l'alimentation :

Le flux de perméat décroît avec la hausse de concentration pour deux raisons. Premièrement, elle entraîne une baisse de la pression partielle de vapeur dans l'alimentation (modification du coefficient d'activité). La seconde est une augmentation des phénomènes de polarisation de concentration.

Afin de dimensionner un procédé de distillation membranaire sous vide, il faut donc parvenir à faire des simulations de l'influence de ces paramètres pour parvenir au meilleur résultat.

c. Hypothèses de calcul relatives au dimensionnement de la DMV

Le transfert de matière dans la membrane est dû à **un gradient de pression partielle de vapeur d'eau**. Le mécanisme prépondérant pour ce transfert est la diffusion de Knudsen qui se traduit par :

$$J_{H_2O} = k \Delta P_{H_2O} \quad (4.1)$$

avec :

$$J_{\text{permeat}} = K_m \cdot (M_{\text{eau}})^{-1/2} \cdot (X_{\text{sel}} \cdot \alpha_{\text{sel}} \cdot P_m(T_m) - P_p) \quad (4.2)$$

- avec K_m le coefficient de perméabilité d'Huisgen en $\text{s.mol}^{0,5}\text{m}^{-1}\text{kg}^{-0,5}$, α coefficient d'activité de l'eau de mer, X_{H_2O} la fraction molaire en eau, p_m^* la pression de vapeur saturante de l'eau en Pa, p_p la pression de vide côté perméat en Pa et M_{H_2O} la masse molaire de l'eau en kg/mol.
- les **phénomènes de polarisation en concentration et en température ont été négligés**. il en résulte que $T_m = T_{\text{alim}}$ avec T_m la température de la membrane côté alimentation et T_{alim} la température de l'eau d'alimentation et que $C_m = C_{\text{alim}}$ avec C_m la concentration en sels près de la membrane côté alimentation et C_{alim} la concentration en sel dans l'alimentation.
- La température côté perméat est considérée égale à la température côté alimentation.

Elements de calcul :

Masse volumique de l'eau d'alimentation :

L'eau de mer a été assimilée à une solution de NaCl de concentration équivalente. Les équations suivantes sont valables pour une gamme de température allant de 0 à 300 °C et des concentrations allant jusqu'à la saturation en sels.

$$\rho = \rho_A + \rho_B \cdot T + \rho_C \cdot T^2 + \rho_D \cdot T^3 + \rho_E \quad (4.3)$$

$$\text{avec } \rho_i = A + B\Omega + C\Omega^2 + D\Omega^3 + E\Omega^4 \quad (4.4)$$

Avec :

	A	B	C	D	E
ρ_A (kg.m ⁻³)	1,00E+03	7,67E+02	-1,49E+01	2,66E+02	8,85E+02
ρ_B (kg.m ⁻³ .K ⁻¹)	-0,0214	-3,496	10,02	-6,56	-31,37
ρ_C (kg.m ⁻³ .K ⁻²)	-5,26E-03	3,99E-02	-1,76E-01	3,64E-01	-7,78E-03
ρ_D (kg.m ⁻³ .K ⁻³)	1,54E-05	-1,67E-04	9,81E-04	-2,57E-03	8,77E-04
ρ_E (kg.m ⁻³ .K ⁻⁴)	-2,76E-08	2,98E-07	-2,02E-06	6,35E-06	-3,91E-06

Ω est la fraction massique en sels

Coefficient d'activité de l'eau :

La relation liant le coefficient d'activité de l'eau à sa fraction massique où l'influence de la température a été considérée négligeable (figure IV.12) et (figure IV.13). Ainsi :

$$\alpha = -25,908\Omega^4 + 3,6121\Omega^3 - 1,4259\Omega^2 - 0,5059\Omega + 1 \quad (4.5)$$

Avec α coefficient d'activité de l'eau de mer et Ω la fraction massique en sels

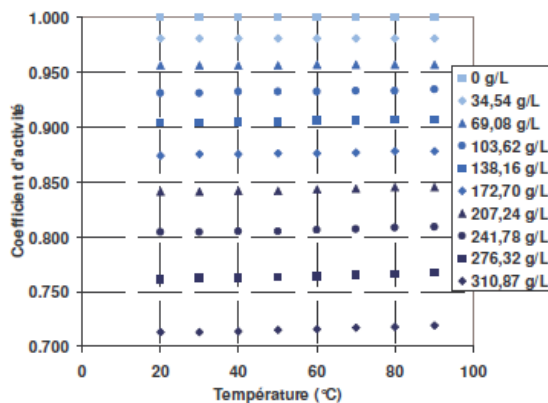


Figure 4.12 Evolution du coefficient d'activité suivant la température pour différentes

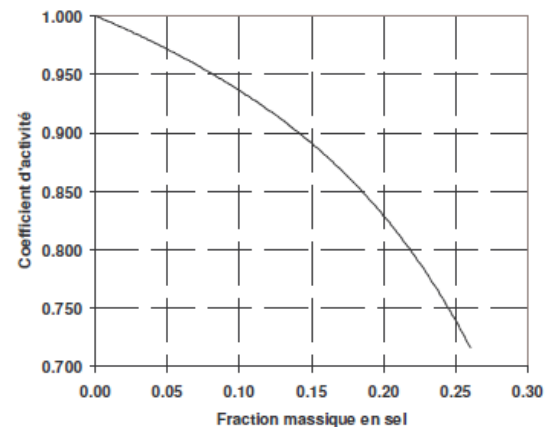


Figure 4.13 Evolution du coefficient d'activité suivant la concentration en sels à 60°C (Mericq, 2009)

Tension de vapeur :

La tension de vapeur de l'eau au niveau de l'alimentation a été calculée en utilisant la loi d'Antoine :

$$P_m = B_1 \exp(A_1 - A_2 / (T_m + A_3)) \quad (4.6)$$

Avec

- p_m : pression de vapeur saturante (en Pa)
- T_m : la température de l'eau d'alimentation (en K)
- $A_1 = 18,3036$
- $A_2 = 3816,44$
- $A_3 = -46,13$
- $B_1 = 133,32$

d. Dimensionnement de l'installation

Le couplage de l'osmose inverse avec la distillation membranaire sous vide devrait permettre à terme de diminuer la consommation énergétique globale du procédé de dessalement et de faciliter la cristallisation des sels. Afin d'estimer les coups engendrés par l'installation de ce procédé, il faut le dimensionner.

Il existe, à ce jour, très peu de membranes destinées à la distillation membranaire. Pour dimensionner ce procédé, nous nous sommes basés sur les caractéristiques d'une membrane hydrophobe produite par Millipore. Les données sont consignées dans le tableau IV.19.

Tableau IV .19: Caractéristiques de la membrane

Matière	PTFE
Taille moyenne des pores, μm	0,22
Epaisseur, mm	0,175
Porosité, %	40
Perméabilité de Knudsen à 20°C, $\text{s.mol}^{-0,5}.\text{m}^{-1}.\text{kg}^{-0,5}$	$3,26.10^{-6}$

Ce procédé doit permettre de traiter les saumures en sortie d'osmose inverse. Les caractéristiques de ces saumures sont données dans le tableau IV.20.

Tableau IV .20: Caractéristiques de l'alimentation

Concentration en sels, g/L	66,07
Débit, m^3/j	124765

Les simulations sur l'influence de certains paramètres ont montrés que pour augmenter le débit de perméat, il fallait opérer à forte température côté alimentation et à faible pression côté perméat. De plus, travailler en régime turbulent côté alimentation permet de faciliter le transfert de matière à travers la membrane (Mericq, 2009) . Les paramètres retenus pour le dimensionnement figurent dans le tableau IV.21.

Tableau IV .21: Conditions Opératoires

Pression côté perméat, Pa	2000
Reynolds côté alimentation	4500
Température côté alimentation, °C	45

Détermination de la surface de membrane nécessaire :

Les hypothèses de calculs et les méthodes ayant conduit à l'estimation des paramètres utilisés sont données par (Meriq, 2010)

Calcul du flux de perméat :

Pour le déterminer, la formule (4.2) suivante a été utilisée :

$$J_{\text{permeat}} = K_m \cdot (M_{\text{eau}})^{-1/2} \cdot (X_{\text{sel}} \cdot \alpha_{\text{sel}} \cdot P_m (T_m) - P_p)$$

Avec :

J_{permeat} : le flux de perméat en $\text{L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$

K_m : le coefficient de perméabilité de Knudsen en $\text{s.mol}^{-0,5}.\text{m}^{-1}.\text{kg}^{-0,5}$

M_{eau} : la masse molaire de l'eau en g.mol^{-1}

X_{sel} : la fraction massique en sels

α_{sel} : l'activité de l'eau

$p_m(T_m)$: la pression de vapeur saturante de l'eau à la température T_m (Température de l'alimentation) en Pa

P_p : la pression imposée côté perméat en Pa

Ainsi on trouve :

$$J_{\text{permeat}} = 10,9 \text{ L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$$

Détermination du débit de perméat :

Un facteur de concentration des saumures de 4,85 (66,07. 4,85 \approx 320 g/l) a été choisie puisqu'il permet de conserver environ 50% du flux de perméat initial ce qui impose un débit de perméat de :

$$Q_{\text{permeat}} = Q_{\text{saumure}} \cdot 0,8, \quad (1 - (66,07/320) \approx 0,8)$$

Avec Q_{permeat} : le débit de perméat

Q_{saumure} : le débit de saumure en entrée de DMV

Soit :

$$Q_{\text{permeat}} = 99812 \text{ m}^3.\text{j}^{-1}$$

Surface membranaire nécessaire :

$$S_{\text{membrane}} = Q_{\text{permeat}} \cdot J_{\text{perm50}}$$

$$\text{Soit } S = 793505 \text{ m}^2$$

Avec J_{perm50} le débit de perméat pour une concentration en sels égale à celle de la sortie de la DMV ($\text{L.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$)

Demande énergétique de l'installation :

Afin de connaître la rentabilité de ce procédé, la connaissance de la demande énergétique de la distillation membranaire sous vide doit être étudiée.

Le bilan énergétique de la DMV tient compte de trois puissances : la puissance de la pompe de circulation qui a été négligée ici (Mericq, 2010), la puissance de la pompe à vide P_v , et la puissance de chauffage P_c .

La puissance de la pompe à vide est donnée par la formule suivante :

$$P_v = 1,97 \cdot 10^3 \cdot \eta \cdot T_p \cdot N_p \cdot \ln P_{\text{atm}} \cdot P_p \quad (4.7)$$

Avec

N_p : débit massique de perméat (kg/s)

P_p : pression de perméat (2000 Pa)

P_{atm} : pression atmosphérique ($1,013.10^5$ Pa)

T_p : température du perméat considérée comme égale à celle de l'alimentation (45°C)

η : rendement de la pompe à vide (considéré égal à 0,8)

La puissance de chauffe est donnée par la formule :

$$P_c = F \cdot \rho \cdot C_p \cdot (T_s - T_e) \cdot \eta \quad (4.8)$$

Avec

F : débit de circulation dans l'alimentation ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

C_p : capacité calorifique d'alimentation ($\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$)

T_e : température de l'alimentation avant l'entrée dans le module membranaire ($^\circ\text{C}$)

η : rendement du système de chauffe

Le tableau IV.22 présente les résultats issus de l'analyse énergétique de la DMV et montre que le coût énergétique de la DMV réside essentiellement dans la puissance à fournir pour chauffer l'eau en alimentation.

Tableau IV .22: Demande énergétique de la DMV

Puissance énergétique nécessaire au pompage à vide, kWh/m³	0,97
Puissance énergétique nécessaire au chauffage, kWh/m³	43

L'analyse énergétique du couplage de la DMV avec l'Osmose Inverse (figure IV.19) montre que ce procédé ne sera rentable que s'il est possible de trouver un moyen renouvelable pour chauffer l'eau d'alimentation de la DMV. Un couplage de la DMV avec les technologies solaires est étudié est jugé nécessaire.

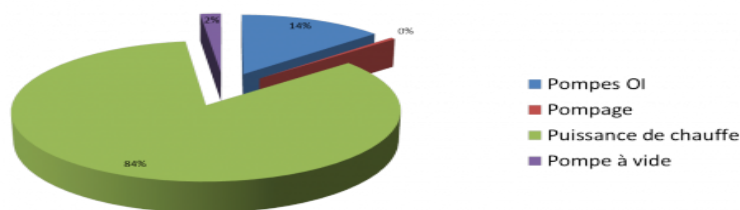


Figure IV .19: Diagramme représentatif de la demande énergétique du couplage OI +DMV (Mericq, 2009)

Couplage avec l'énergie solaire :

Le couplage DMV-OI est intéressant puisqu'il permet d'augmenter significativement le rendement de l'installation (passage de 0,50 à 0,89) et de concentrer les saumures avec un

facteur 4,85. Néanmoins, du fait du chauffage de l'eau d'alimentation ce procédé est extrêmement énergivore. Pour rentabiliser ce procédé, un couplage avec l'énergie solaire est très intéressant si on trouve un fort potentiel solaire de la zone de d'étude.

Une étude économique est nécessaire pour connaître la rentabilité du projet. De plus, pour parvenir à produire $100000 \text{ m}^3/\text{j}$ en été comme en hiver, il est possible d'augmenter la capacité de production de l'osmose inverse en augmentant le nombre de modules membranaires et le débit de pompage.

L'investissement prend en compte le prix des modules membranaires, le prix des panneaux solaires et l'entretien.

IV.5.3 La dilution de la saumure avec l'eau de mer

L'élimination de la saumure est un vrai problème environnemental devant être pris en considération et étudié lors de l'implantation d'une unité de dessalement. Dans la plupart des cas, la manière la plus facile de se débarrasser du débit important de saumure (70 à 55% du débit). La concentration en saumure varie de 60 à 90 g/L et a une densité beaucoup plus élevée que l'eau de mer. De ce fait, la saumure tombe sur le sol sous-marin proche de la sortie de la conduite (effet panache) et forme ainsi une couche très salée pouvant engendrer des impacts négatifs sur la faune et la flore maritime ainsi que d'éventuelles activités.

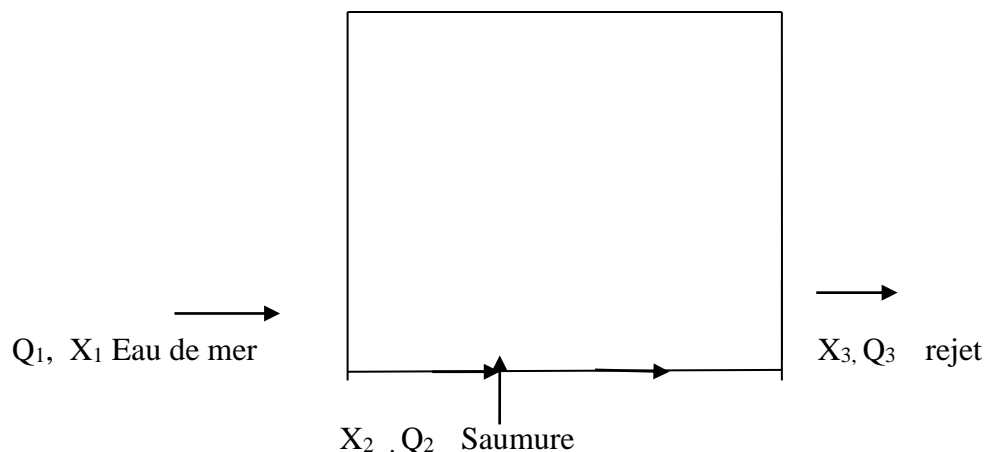
Il existe trois concepts identifiés réalistes pour l'élimination de la saumure:

Afin d'éviter l'effet panache, il est avantageux de placer la sortie de la conduite au niveau d'un courant fort, optimisant ainsi le mélange de la saumure et de l'eau de mer.

La diffusion de la saumure peut être réalisée à l'aide d'une conduite perforée installée sur le sol sous-marin. Les diffuseurs consistent des vannes anti retour caoutchouc. Une pompe de décharge doit alors être prévue afin de fournir une pression suffisante.

Lorsqu'une limite maximale de décharge doit être respectée (10% au-delà de la salinité de la mer), une solution est de diluer la saumure avec une autre source d'eau en amont tel que:

- Eau fraîche naturelle (rivière) si l'installation est située près d'un delta
- Effluent d'eau usée rejeté dans la mer
- L'eau de mer venant de la pompe d'alimentation, ce qui nécessite une capacité de prise d'eau de mer plus importante.



$$X_1 Q_1 + X_2 Q_3 = X_3 Q_3$$

$$X_1 Q_1 + X_2 Q_3 = X_3 Q_3$$

$$X_1 Q_1 + X_2 Q_2 = X_3 Q_1 + Q_3 Q_2$$

$$X_2 Q_2 - X_3 Q_2 = X_3 Q_1 - X_1 Q_1$$

$$Q_2 = \frac{X_3 Q_1 - X_1 Q_1}{X_2 - X_3} = \frac{Q_1 (X_3 - X_1)}{X_2 - X_3}$$

Définition des données :

X_1 : concentration de la saumure. (g/l)

X_2 : concentration de l'eau de mer. (g/l)

X_3 : concentration de rejet. (g/l)

Q_1 : débit de saumure (m^3/s)

Q_2 : débit de l'eau de mer. (Débit de dilution)

Q_3 : débit de rejet. (m^3/s)

Application:

$$Q = \frac{124765(67.07 - 38.5)}{(38.5 - 35.66)} = 1255118 \text{ m}^3/\text{j}$$

Conclusion

Le débit $Q=1255118 \text{ m}^3/\text{j}$ donne une dilution complète la saumure avant son rejet. Ce débit doit être assuré par un système de pompage (station de pompage), avec un système de mélange au niveau de la station de dessalement, qui peut être considéré comme ouvrage annexe de la station.

IV.6 VALORISATION DES SAUMURES

❖ Généralités sur les marais salants :

L'évolution de la concentration de la saumure (eau chargée en sel) est suivie de manière précise le long de son parcours. A l'aide de la table de concentration de l'eau de mer de Jules Usiglio (1849) (figure IV.20), il est possible de déterminer la composition en sels cristallisés de la concentration totale en sels de la saumure.

La division en par tènements du circuit de production permet la précipitation d'une partie des sels de mer avant l'arrivée de l'eau de mer dans les tables avec une saumure est dite saturée (320g/L totale en sels) et la cristallisation du NaCl.

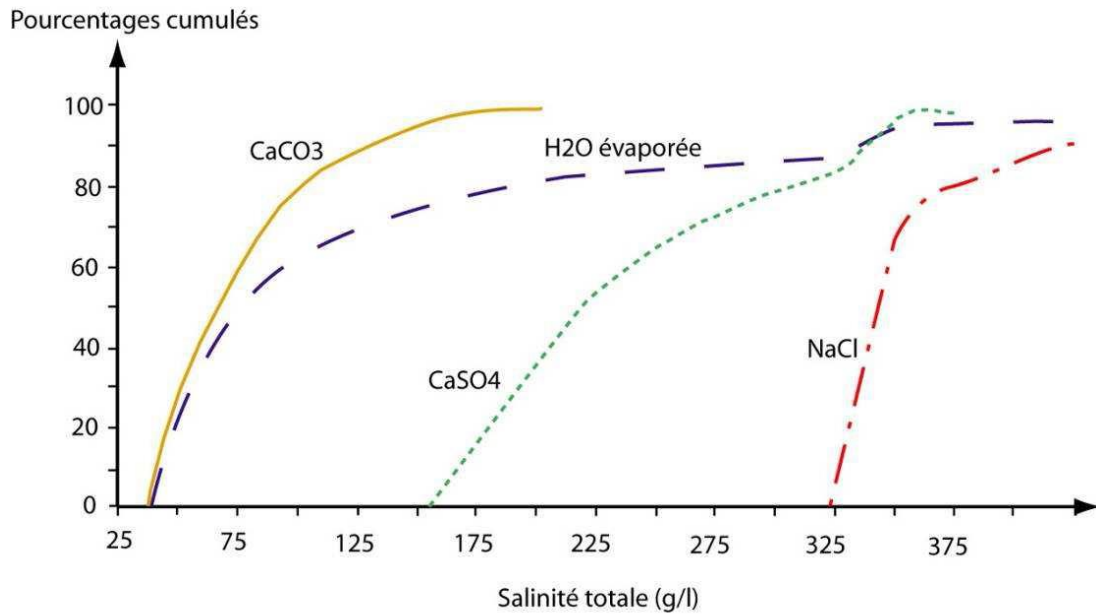


Figure IV .20: Table d'Usiglio (d'après Usiglio, 1849)

Les marais salants permettent de récolter le sel par cristallisation. Ces sels sont obtenus par évaporation naturelle de l'eau de mer sous l'action combinée du soleil et du vent (figure IV.21) et (tableau IV.23).

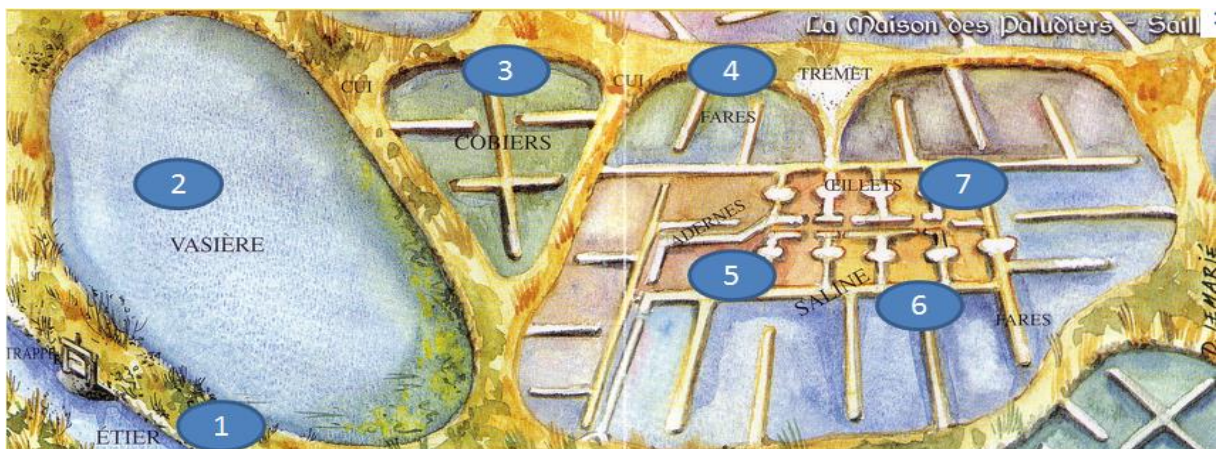


Figure IV .21: Etapes de fonctionnement d'un marais salant

- L'eau de mer pénètre dans le marais par un canal (1) appelé l'étier.
- L'étier alimente le réservoir du marais, la vasière ou le vasais (2). Celle-ci mesure plus de 1 m de profondeur. L'eau de mer s'y débarrasse de la vase, des algues, des poissons.
- L'eau ne pénètre ensuite dans un bassin découpé, plus petit, plus bas et moins profond que la vasière. C'est la matière ou le cobier (3).
- Puis, l'eau passe dans les fares ou tables courantes (4) : ce sont de grands bassins, peu profonds. L'eau y est ralentie par des chemins d'argile pour mieux s'évaporer et se concentrer en sel.
- L'eau circule ensuite dans des couloirs, les adernes (5). Ils servent à conduire l'eau saturée en sel au cœur de la saline, au niveau le plus bas.

- Après avoir parcouru plusieurs kilomètres, l'eau arrive dans le champ du marais (6) constitué de muant, nourrices et aires saunantes: l'eau arrive saturée en sels dans des tables salantes rectangulaires où la cristallisation s'effectue. La profondeur est de quelques centimètres. Le paludier, ou saunier effectue la récolte du sel cristallisé dans les œillets (7).

Tableau IV .23: Rôle et concentration en sortie de chaque bassin

	rôle	Concentration en sortie de bassin (valeurs indicatives)
Vasière	Stockage de l'eau de mer pour 2 semaines de fonctionnement	35 à 50 g/l
Matière	Décantation de la vase Concentration de la saumure	50 à 80 g/l
Farés	Concentration de la saumure Dépôts des carbonates	80 à 180 g /
Champ du marais	Concentration de la se saumure Dépôts des sulfates	180 à 280 g/l
Oeillets	Concentration finale de la saumure pondant la cristallisation du NaCl	280 à 380 g/L

Afin de diminuer l'impact environnemental de notre usine, nous avons donc choisi de valoriser nos saumures par les marais salants. Dans cette partie, nous allons calculer la surface des marais salants :

a. Saturation en sels de la saumure (seuils de cristallisation) :

En chimie des solutions, la saturation est la concentration à partir de laquelle une substance ne peut plus se dissoudre dans un solvant qui est l'eau dans le cas du marais salant. Ce point de saturation dépend de la température, de la nature du solvant : l'eau et du soluté : chaque sel, dans notre cas.

L'objectif du marais salant est de concentrer les sels en faisant évaporer l'eau jusqu'à atteindre les seuils de saturation au-delà desquels les sels se cristallisent. Pour NaCl, le seuil de cristallisation est de 300 à 320 g/l.

b. Cristallisation fractionnée :

Le but des marais salants est de récolter le chlorure de sodium (NaCl) dans les œillets. La concentration de saturation est variable selon les sels :

- Si le sel est peu soluble dans l'eau (cas des sels de Calcium), la saturation est plus rapide et une cristallisation se produit très tôt dans le circuit du marais salant.
- S'il est très soluble, la cristallisation ne s'effectue que lorsque les concentrations seront fortes (cas du chlorure de Magnésium).

❖ Les aspects physiques du marais salant :

Nous avons vu qu'un certain nombre de facteurs physiques favorisent le processus par lequel

L'eau sous forme liquide se transforme en vapeur (vaporisation) et peut s'échapper de la Surface de l'eau, déclenchant ainsi le processus chimique de cristallisation fractionnée.

❖ **Les facteurs favorisant l'évaporation sont :**

- ✓ grande surface d'échange entre l'eau et l'air (étendre le linge favorise l'évaporation).
- ✓ sécheresse de l'air ambiant au-dessus du plan d'eau, favorisée par le vent.
- ✓ températures élevées de l'eau et de l'air, favorisées par la chaleur du soleil, car l'évaporation (tout comme l'ébullition) est endothermique, c'est-à-dire qu'elle demande de la chaleur à l'environnement.

L'air est plus sec.

- ✓ la vitesse du vent est plus grande.
- ✓ l'eau du marais est plus chaude (grâce au rayonnement solaire).

IV.6.1 Surface nécessaire des marais salants

Formule de Rohwer :

En tenant compte de l'effet du vent, le taux d'évaporation E (en mm/jour) d'un plan d'eau pure peut donc s'exprimer à l'aide de la formule synthétique suivante :

$$E=0,484.(1+0,6u) \exp(17,27.t(237,3+t)).(1-Hr100) \quad (4.9)$$

avec :

u (m/s) : vitesse du vent

t (°C) : température de l'air

Hr (%) : humidité relative de l'air

Calcul de l'évaporation E :

Conditions:

u = 2,32 m/s soit 8,35 km/h.

t = 17,75 °C.

Hr = 72,1 % .

Ainsi pour une surface d'1 m²,

$$E=2,38 \text{ mm/jour}$$

Application : Calcul de la surface des marais salants

$$Q_{\text{évap}}=Q_{\text{saumure}}.(1-C_{\text{saumure}}/330)$$

$$S=Q_{\text{évap}} / E$$

Tableau IV .24: Débit et concentration des saumures pour les scénarios (OI).

Les procédés utilisés	OI	OI+DMV
Débit de rejets des saumures Q_{saumures} (m ³ /j)	124765	14972
Concentration des saumures $C_{\text{concentration}}$ (g/l)	66,70	320

A l'entrée du marais salant, dans le cas de l'OI, nous avons un débit de 124765 m³/j avec une concentration en sel de 66.70 g/L . Pour arriver à saturation dans les œillets, on fixe la concentration de saturation à 330 g/L car il ne faut pas dépasser 380 g/L. (Tableau IV.24)

Donc :

$$Q_{\text{évap}} = Q_{\text{saumure}} \cdot [1 - (C_{\text{saumure}} / 330)]$$

$$= 124765 \cdot [1 - (66,70/330)] = 99547,35 \text{ m}^3/\text{j}$$

La surface des marais salants est obtenue par la relation suivante:

$$S = Q_{\text{évap}} \cdot E^{-1}$$

$$S = 99547,35 \cdot (0,00238)^{-1} = 41826617,6 \text{ m}^2$$

S : Surface des marais salants (m²).

E : Evaporation (mm).

Q_{évap} : Débits d'évaporation (m³/J).

Tableau IV .25: débit évaporé et surface des marais salants

	OI	OI+DMV
Q_{évap} (m³/j)	99547,35	3780,76
S (m²)	4182661,76	158855,46
S (ha)	418,3	15,9

Conclusion :

Ainsi, nous obtenons une surface de 418,4 ha pour le cas de OI et une surface de 15,9 ha pour le cas de OI+DMV (tableau IV.25). La construction du marais salant n'est pas envisageable pour le premier cas. **En revanche, elle pourra être effectuée dans les conditions du deuxième cas.** Ces 15,9 ha seront à prendre en compte dans la superficie de l'usine.

La possibilité d'éviter le rejet par la mise en place de marais salants a été étudié. Ceci permet de réduire significativement l'impact environnemental de ces rejets.

Etant donné que les rejets de saumure peuvent contenir des **produits de corrosion** (chrome, nickel, molybdène, cuivre....) ainsi que des **réactifs utilisés** (antitartres, antimousses, produits anticorrosion, coagulants,...), le sel produit sera **uniquement utilisé pour le déneigement**

En supposant un rendement de 100% , nous obtenons une production annuelle de sel de:

$$M_{\text{prod}} = Q_{\text{saumures}} \cdot C_{\text{saumures}} \cdot 365 = 303,75 \cdot 10^3 \text{ Tonnes / An}$$

CHAPITRE V: MODELISATION DES REJETS DIRECTS EN MER

INTRODUCTION

Dans le dessalement, la saumure de haute salinité est produite et doit être rejetée dans un milieu marin avec un minimum d'impact sur l'environnement. Aujourd'hui, la saumure déchargée des usines de dessalement est la préoccupation de tous les pays producteurs l'eau de dessalement avec différentes technologies.

La saumure est généralement déchargée comme un jet turbulent (Turner 1966) avec une première densité qui est significativement plus élevée de la densité de l'eau ambiante (l'eau de mer ambiante par exemple). Ainsi, un mélange rapide de la saumure évacuée est souhaitable d'assurer un minimum d'impact, ce qui exige une connaissance détaillée du développement d'un jet. Étant donné que la densité du jet est supérieure à la densité de l'eau réceptrice, le jet a une flottabilité négative et il va empiéter sur le fond à une certaine distance du point de décharge en fonction de la quantité de mouvement initiale, la flottabilité, et l'angle de la décharge, ainsi que les conditions bathymétriques. Après le jet rencontre le bas il se propagera comme un courant de gravité, avec un taux de mélange faible, ce qui rend important pour atteindre le plus grand taux de dilution possible lorsque le jet se déplace à travers la colonne d'eau.

Dans une première étude, Zeitoun et al. (1972) ont étudié une décharge de jet incliné, avec un angle de jet initial de 60° en raison des taux de dilution relativement élevés atteint pour cet angle. Roberts et Toms (1987) et Roberts et al. (1997) ont également travaillé sur la configuration de décharge de 60° , où à la fois la trajectoire et taux de dilution ont été mesurés. Cipollina et al. (2005) a étendu le travail effectué dans le précédent études sur les jets de flottabilité négative déchargés dans un milieu ambiant calme à différents angles de décharge, à savoir 30° , 45° et 60° , et de trois densités 1055, 1095 et 1179 kg / m^3 . Kikkert et al. (2007) ont développé une solution analytique pour prédire le comportement des jets inclinés de flottabilité négative, pour les angles de décharge initiales allant de 0° à 75° et nombre de Froude de 14 à 99. Les jets Submergées négativement flottants, déchargés sur un fond plat ou en pente, sur du plage d'angles de 0° à 90° , ont été étudiés par Jirka (2006) et (2008).

Christodoulou et Papakonstantis (2010) ont étudié les jets flottants pour des angles de décharge entre 30° et 85° .

Par des équations empiriques d'ajustement, les données expérimentales ils ont estimé que la trajectoire de la limite supérieure et la axe du jet (médiante) pourrait être approché sous une forme non dimensionnelle par un polynôme de 2^{ème} degré (parabole). Le Mélange et réentraînement sont à la fois important dans les jets de flottabilité négative. Ces phénomènes ont été étudiés expérimentalement et discuté par (Ferrari et Querzoli 2010). Ils ont constaté

que le réentraînement tend à afficher si l'angle est supérieur à 75° par rapport à l'horizontale, et le déclenchement se produit pour les angles inférieurs.

Papakonstantis et al. (2011) ont étudié six angles différents de décharge pour un jet flottants de 45° à 90° à l'horizontale. Dans leur expérience, ils ont utilisé un réservoir de grande taille et ont également mesuré la distance horizontale et la hauteur de la source les frontières de jet.

Il était possible d'étudier les effets de l'énergie turbulente sur le développement et à grande échelle des instabilités d'un jet rond en plaçant des grilles à la sortie de jet qui modifient les conditions initiales, car les grilles provoque petite échelle injection d'énergie turbulente (Burattini et al., 2004). L'étalement latéral et dilution de jet au fond est d'une importance pratique considérable dans l'évaluation l'impact environnemental de l'effluent sur le milieu récepteur (Christodoulou 1991). Le comportement d'un confinée latéralement 2-D de densité de courant a été considéré dans le passé, mais les chiffres sur un système 3-D sont très limitée. (Ellison et Turner, 1959; Benjamin, 1968; Simpson 1987). Hauenstein et Dracos (1984) ont proposé un modèle intégral fondé sur des hypothèses de similitude, basé sur les données expérimentales de laboratoire de la diffusion radiale d'une décharge dense dans milieu ambiant au repos.

Des études antérieures principalement axées sur l'analyse séparée de champ proche et champ intermédiaire des jets et panaches flottants. Quelques hypothèses pour relier les deux zones différentes ont également été proposées. Turner et Abraham ont été les premiers à analyser ce genre de problème d'un jet vertical flottant (Turner 1966; Abraham 1967). La couche dense se propage dans toutes les directions à une vitesse proportionnelle au coefficient d'entraînement (Alavian 1986). Son résultat a été obtenu en faisant circuler une solution de sel (4 g/l) sur une surface en pente dans un réservoir d'eau douce et son résultat expérimental a été basée sur trois flux de flottabilités différentes sur trois angles d'inclinaison de 5° , 10° , et 15° (Alavian 1986).

Akiyama et Stefan (1984) ont développé une expression sur la profondeur au point de plonger en fonction des données d'entrée, le nombre de Froude, le taux de mélange, la pente du lit, et le les frottements de lits. Christodoulou (1991) décrit théoriquement les principaux facteurs affectant les propriétés de champ lointain, suggérant des échelles de longueur appropriées pour chaque zone. Suresh et al. (2008) ont étudié la diffusion latérale des jets flottants et comment ils dépendent du nombre de Reynolds.

V.1 LES ÉMISSAIRES MARINS

V.1.1 Définition

Un émissaire marin (figure V.1) est un long pipeline (généralement de quelques kilomètres) qui transporte les eaux usées et les diffuse loin des zones côtières par une simple ouverture à son extrémité (figure V.2 (a)) ou par un diffuseur équipé d'orifices (un seul port, deux ports ou ports multiples (figure V.2(b,c))). Un diffuseur équipé de ports multiples est appelé diffuseur multiport.

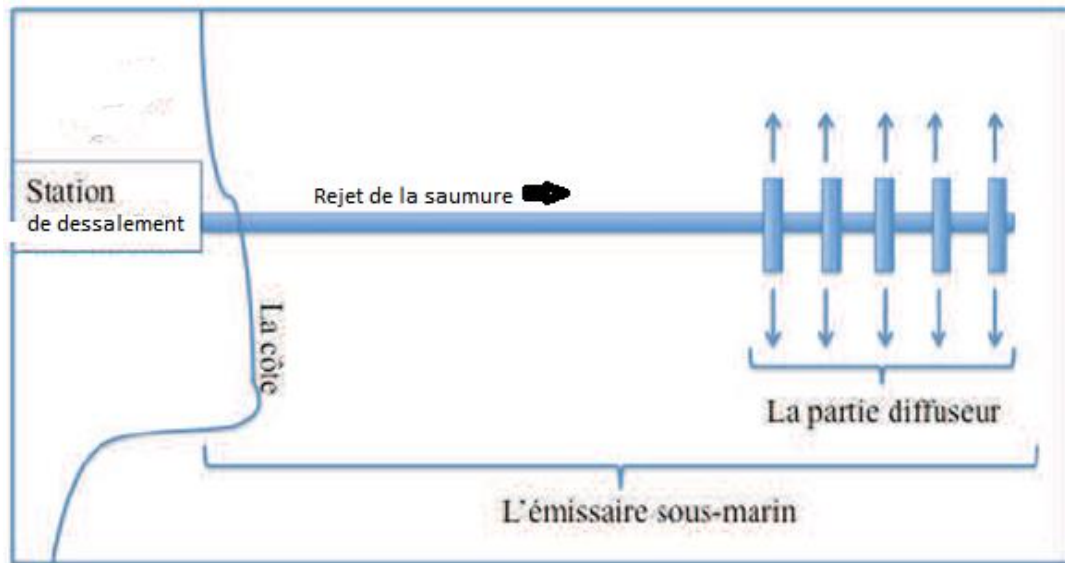


Figure V .1: Schéma d'un émissaire marin équipé d'un diffuseur multiport (Chiban ,2014)



Figure V .2: (A gauche) (a)Emissaire marin avec un simple port (Steve Spring, Palm Beach County Reef Rescue 2011). (Au milieu) (b) Orifice avec un riser de deux ports en forme de T équipés des valves anti-retour. (A droite) (c) Installation des risers pendant la construction de l'émissaire –Californie. Les risers sont équipés d'arrangement des ports en forme de rosette,avec des valves anti-retour. (Bleninger, Jirka, 2010) et (Lee et al. 2001)

V.1.2 Utilité de l'émissaire marin

L'objectif fondamental de l'utilisation d'un émissaire marin est de garantir la dilution maximale entre le rejet et le milieu récepteur. Ce qui permet de réduire l'impact environnemental du rejet sur le milieu naturel. Ce but est atteint en respectant les conditions suivantes:

- ✓ Éloigner les rejets des côtes et bien choisir la localisation du point du rejet afin de se servir de la capacité des courants marins et d'autres paramètres météorologiques pour éloigner le rejet des zones sensibles et augmenter la dilution.
- ✓ Assurer une configuration de la partie diffuseur, adaptée au terrain, y compris son orientation, son inclinaison, la distance entre les orifices ainsi que le nombre de ports dans chaque orifice et l'arrangement de ces ports.

L'émissaire marin qui satisfait à ces conditions est considéré comme émissaire efficace.

Un émissaire efficace réduit l'impact environnemental des rejets y compris l'effet sanitaire de l'usage de l'eau (figure V.3). De manière générale, la préoccupation essentielle, en matière de santé publique, concerne la pollution.

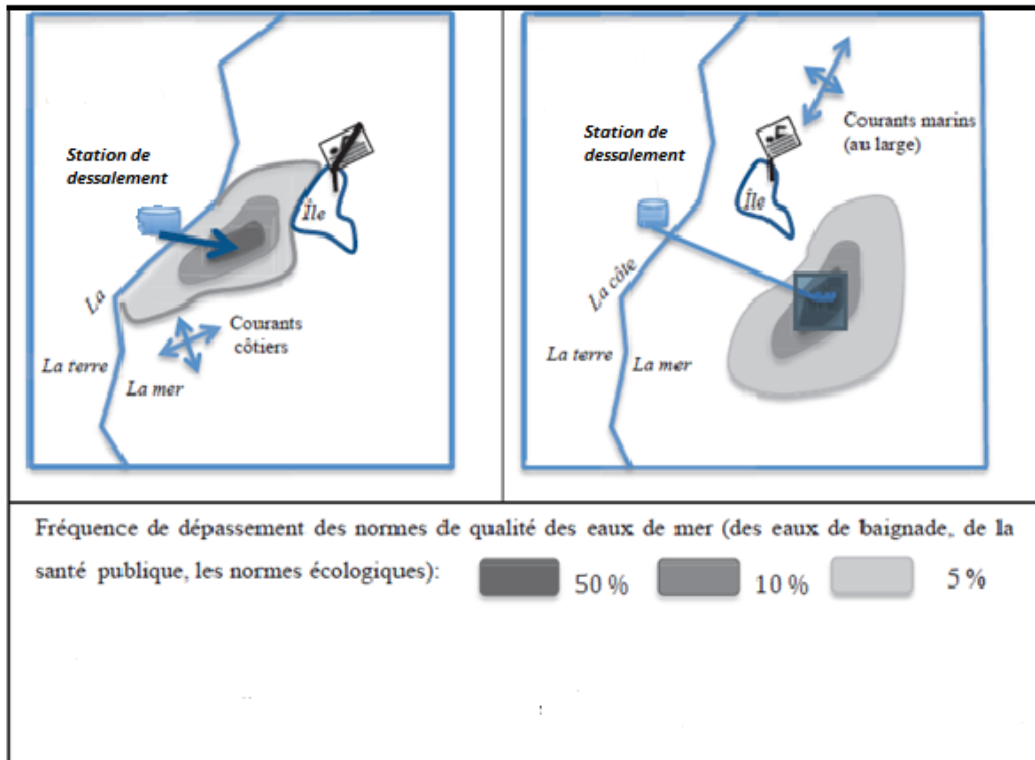


Figure V .3: Comparaison de deux systèmes de rejet et leurs impacts sur le milieu récepteur exprimés par la fréquence de dépassement des normes de qualité de l’eau de baignade. À gauche : émissaire court. À droite : émissaire efficace multiport. (Chiban, 2014)

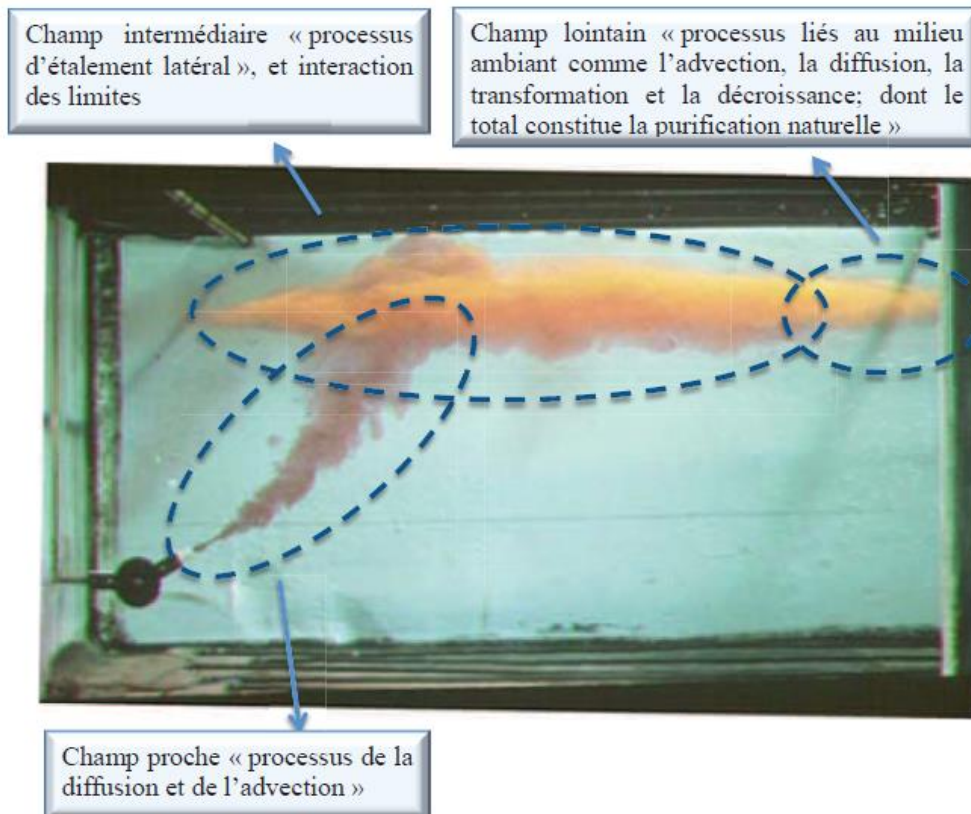
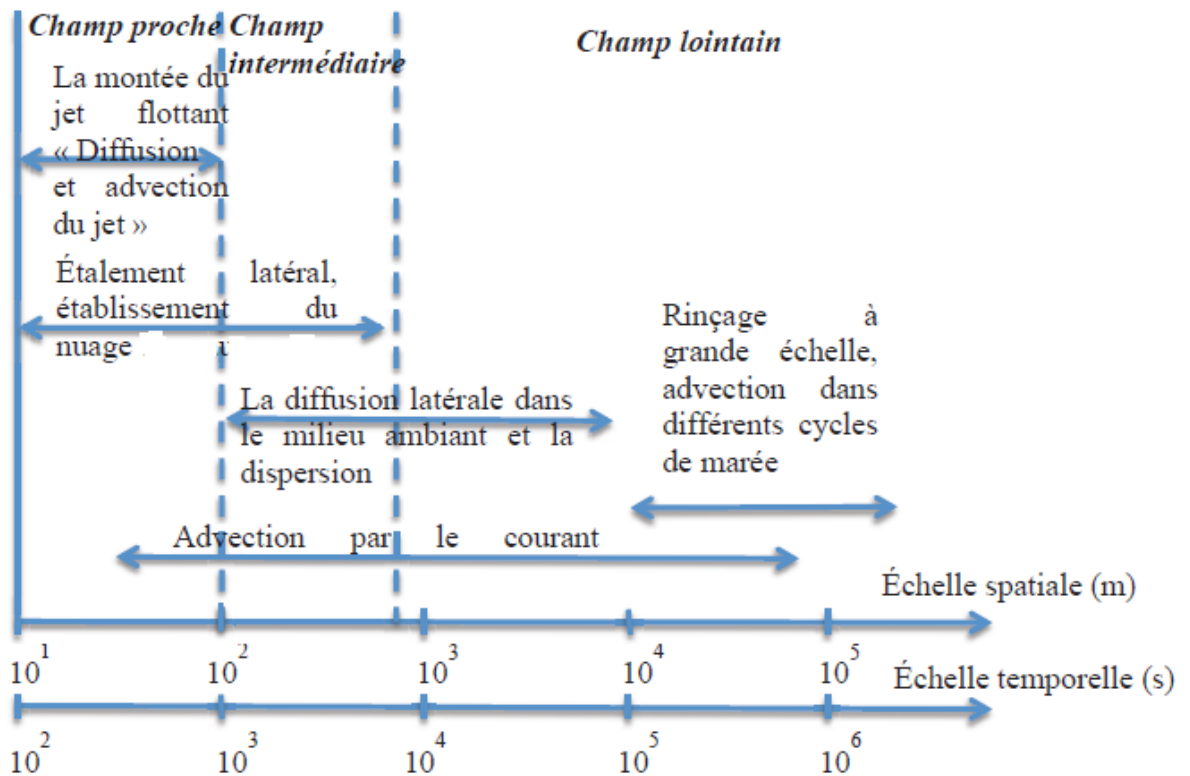


Figure V .4: La répartition des champs issus des rejets en mer. (Chiban,2014)

Tableau V .1: Les échelles temporelles et spatiales du mélange eaux usées/ eaux de mer après rejet (Chiban,2014)

Phase	Phénomène	Échelle spatiale (m)	Échelle temporelle (s)
Champ proche	La montée du jet flottant « Diffusion et advection du jet »	$< 10^3$	$< 10^3$
Champ intermédiaire	Étalement latéral, établissement du nuage	10^1-10^3	10^2-10^3
Champs intermédiaire et lointain	La diffusion naturelle latérale dans le milieu ambiant et la dispersion	10^2-10^4	10^3-10^5
	Advection par le courant ambiant	10^3-10^5	10^3-10^6
Champ lointain	Rinçage à grande échelle « <i>flushing</i> », advection dans différents cycles de marée	10^4-10^6	10^6-10^8

**Figure V .5:** Les échelles temporelle et spatiale des processus de la dilution des polluants en mer. (Chiban,2014)

V.2 REJETS MARINS

La façon la plus courante de l'élimination des déchets dans la mer est à décharger par l'intermédiaire d'émissaires immergés, qui se composent essentiellement d'un tuyau avec un

ou plusieurs ports de déchargement. Le comportement initial de l'effluent rejeté dépend essentiellement des à la source de certains flux (quantité de mouvement, de masse et de flottabilité), et sur l'orientation et la géométrie des ports; plus loin, plusieurs facteurs environnementaux seront agir sur le fluide libéré (figure V.4) et (tableau V.1).

Les phases possibles d'une décharge marine sont: jet pur, plume pure et jet flottant, jusqu'à ce que la densité de la décharge et que de l'eau recevoir devient semblable, et présente les effets de stratification d'eau et les courants ambiants sur la décharge (figure V.5).

V.2.1 Ecoulement des rejets dans un plan d'eau

En raison du grand nombre de variables qui influent sur le comportement d'une décharge de l'émissaire dans un plan d'eau, la dilution initiale et d'autres caractéristiques du secteur des déchets résultant sont généralement très difficile à déterminer. Par conséquent, la plupart des études et analyses disponibles dans la littérature ne concernent que les cas limites, comme celles d'un seul jet ou panache dans un environnement simplifié (uniforme ou stratification linéaire de la colonne d'eau, courants parallèles ou perpendiculaires à la direction de décharge, etc.).

L'approche habituelle dans ces études est d'appliquer des considérations dimensionnelles et arguments échelle de longueur à l'étude de cas, basée sur les flux de quantité de mouvement, le volume et la flottabilité.

Le comportement initial de l'effluent éjecté par un déversoir est généralement régi par la quantité de mouvement de décharge, bien que la différence de densité par rapport à la masse d'eau réceptrice crée des forces de flottabilité verticales qui tendent à forcer un mouvement vertical du fluide. Dans ces circonstances, la décharge agit comme un jet flottant. La désintégration de la quantité de mouvement est plus rapide que la diminution du déficit de densité, et, finalement, les forces de flottabilité deviendra dominante, tournant le jet flottant en un panache. Les deux flux, de jets et panaches turbulents, sont un mécanisme efficace pour atteindre des niveaux élevés de dilution initiale, car ils entraînent de grands volumes de fluide ambiant et le mélanger avec le fluide évacué. Depuis tous les rejets passent par l'un ou les deux de ces phases, il est important de développer une certaine connaissance sur les jets purs, jets flottants, et des panaches purs afin de comprendre et d'être capable de prédire le sort des polluants émis à partir d'un émissaire marin (Ridge, 2002).

Mis à part les effets induits par la géométrie de l'orifice de décharge, la dynamique d'un jet turbulent dépend des valeurs de son flux de masse, le flux de la quantité de mouvement, et le flux de flottabilité à la source, leur importance relative, et leur évolution dans le temps. Dans un véritable plan d'eau, le comportement de jet dépendra aussi de paramètres environnementaux tels que les niveaux locaux, de turbulence possible, la stratification de densité, et la présence de courants. Les trois flux mentionnés ci-dessus, tel que défini dans Fischer et al. (1979), sont calculés en tant que:

- a) le flux massique du jet, donnée par

$$\rho q = \int_A \rho w \, dA \quad (\text{V.1})$$

qui est la masse de fluide passant à une section transversale du jet de la zone A par unité de temps. Dans l'équation ci-dessus, w est la vitesse moyenne dans le temps de jet dans la direction axiale, et q est le flux volumique du jet.

- b) le flux de la quantité de mouvement du jet, qui est la fraction de la quantité de mouvement passant une section de jet par unité de temps :

$$\rho m = \int_A \rho w^2 \, dA \quad (\text{V.2})$$

- c) le flux de flottabilité, le poids du fluide flottant passant à travers une section transversale de jet par unité de temps. Si $\Delta\rho$ est la différence de densité entre le fluide ambiant et le fluide du jet, cette variable peut être exprimée sous la forme

$$\rho\beta + \int_A g \Delta\rho w \, dA \quad (\text{V.3})$$

La valeur de ces paramètres à la source, divisée par la densité ρ , sera désigné dans ce chapitre par, M et B , respectivement.

Le jet pur

Un jet est défini comme la décharge d'un fluide à partir d'un orifice, dans un grand corps de fluide similaire (Fischer et al., 1979), portée par la quantité de mouvement à la source.

Les frontières entre le milieu ambiant et le jet fluide sont très fluctuante, mais ils sont tout à fait nette à tout instant; Cependant, les deux distributions de vitesse et de la concentration moyenne temporelle des traceurs sont essentiellement gaussiennes (Fischer et al., 1979), sous la forme

$$F = F_m \exp\left[-K \frac{x^2}{z^2}\right] \quad (\text{V.4})$$

Où F_m est la valeur de F sur l'axe du jet, Z est la distance le long de l'axe du jet, et X est la distance radiale de l'axe.

Pour la vitesse, cette équation est valable seulement à une distance supérieure à environ six diamètres de jet, ou sept diamètres de port, en aval (Wood et al., 1993), depuis l'intérieur de cette distance, la vitesse initiale n'a pas encore été modifiée à partir de la vitesse de conduite. La distribution de la vitesse est déterminée par le débit de jet («zone d'établissement de l'écoulement" -ZFE-; Fischer et al, 1979). En fait, les mêmes auteurs soulignent que l'équilibre de l'écoulement turbulent dans le jet n'est pas atteint jusqu'à environ dix diamètres en aval, lorsque la turbulence atteint un état stable. En dehors de cette région, l'écoulement est long dans la direction de la vitesse moyenne et étroite dans la direction perpendiculaire, ce qui

implique que des changements dans la direction de l'écoulement sont d'un ordre de grandeur plus petit que les changements perpendiculaire à l'écoulement (Ridge, 2002).

En aval de la ZFE, dans la «zone d'établissement de l'écoulement », les profils de vitesse et de concentration deviennent auto-similaire, à savoir que dans toute section transversale du jet, la vitesse moyenne dans le temps, la concentration du traceur ou la flottabilité peuvent être exprimée en fonction d'un (médiante) de la valeur maximale, et une mesure de la largeur, par un fonction gaussienne, de sorte que :

$$W = W_m \exp\left(\frac{-x^2}{b_w^2}\right) \quad (\text{V.5})$$

$$C = C_m \exp\left(\frac{-x^2}{\lambda^2 b_c^2}\right) \quad (\text{V.6})$$

$$B = B_m \frac{-x^2}{\lambda^2 b_B^2} \quad (\text{V.7})$$

dans lequel p_c, b_c et b_B sont la distance de la source au cours de laquelle les valeurs d'axe de W, C et B sont réduites par un facteur $1/e$, et λ est un paramètre qui prend en compte la différence de la propagation de la vitesse et de la concentration, avec des valeurs approximatives de 1,275 pour les jets, et 1.067 pour les panaches (Wood et al., 1993).

En appliquant l'analyse dimensionnelle, la dépendance de w_m, c_m, b_m et b_c de la distance à la source du jet peut être déterminée. Fischer et al. (1979) ont montré que, pour des distances supérieures à une échelle de longueur donnée ($l_Q = Q/M^{1/2}$), une mesure de la

distance à laquelle la géométrie de l'orifice de décharge influence l'écoulement, les propriétés du jet sont définis uniquement en fonction de la distance Z de la source et le flux de quantité de mouvement initiale, M . La vitesse de w_m de la ligne centrale est :

$$w_m = a_1 \frac{M}{Q} \left(\frac{l_Q}{z}\right) \quad \text{pour } z \gg l_Q \quad (\text{V.8})$$

Où a_1 est une constante expérimentale. Cette équation été validée avec les données expérimentales obtenues par cinq chercheurs différents, comme le montre la figure 5.1, avec $a_1 = 7.0$:

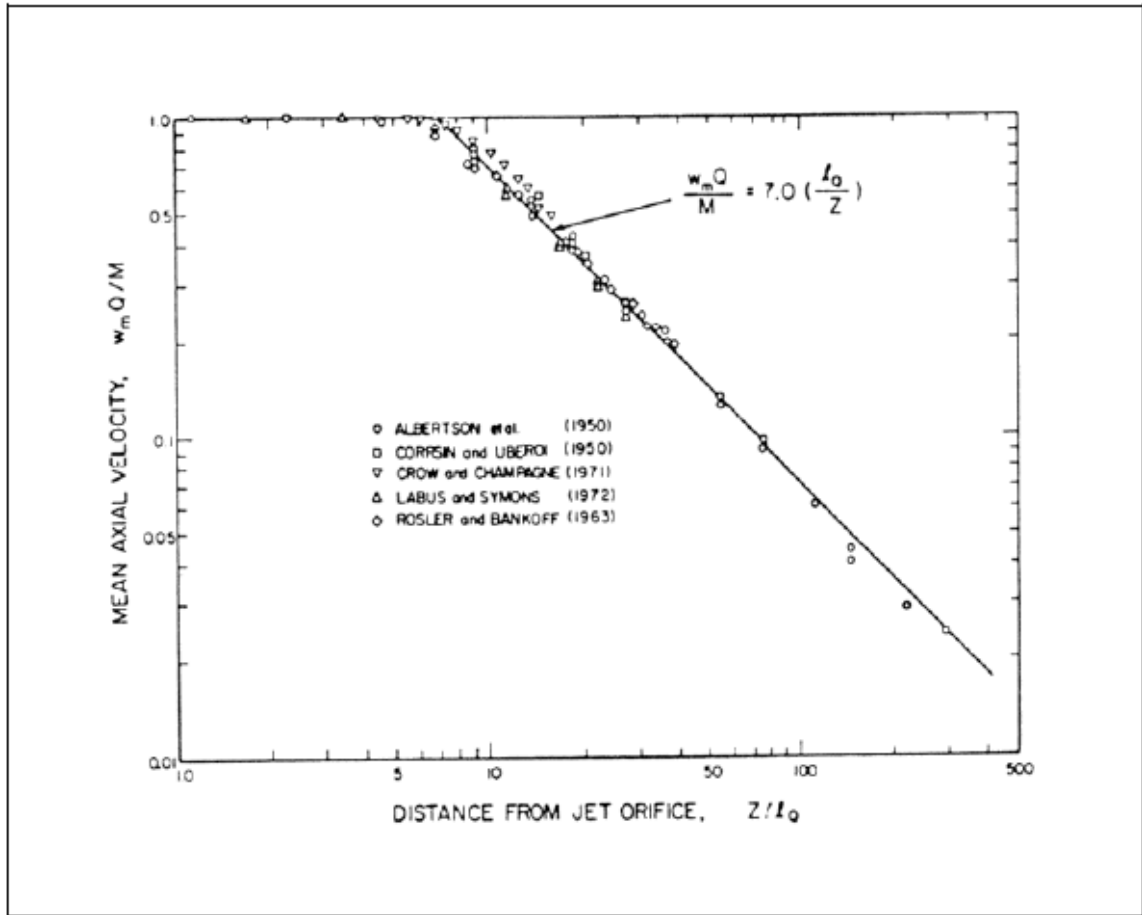


Figure V.6: la vitesse médiane moyenne, pour un rond jet flottant. (Fischer et al, 1979).

Un raisonnement similaire donne une expression analogue pour la concentration C_m :

$$C_m = a_2 C_0 \left(\frac{l_0}{Z} \right) \quad (\text{V.9})$$

Où C_0 est la concentration initiale, et a_2 est une autre constante empirique, dont la valeur dépend de la géométrie du jet. Pour jets ronds, (Chen et Rodi ,1976) , (Fischer et al,1979) - ont suggéré $a_2 = 5,64$.(Figure V.6)

(Wood et al,1993) ont également proposé des expressions pour la concentration et de la vitesse de la ligne centrale du traceur, et incluent une estimation du rayon de jet b :

$$W_m = K_{jw} W_0 \left(\frac{\pi}{4} \right)^{1/2} \left(\frac{Z}{d_p} \right)^{-1} \quad (\text{V.10})$$

$$b = K_{jb} Z \quad (\text{V.11})$$

$$C_m = K_{jc} C_0 \left(\frac{\pi}{4} \right)^{1/2} \left(\frac{Z}{d_p} \right)^{-1} \quad (\text{V.12})$$

Où w_0 est la vitesse initiale, d_p est le diamètre initial de jet, et les valeurs des constantes K_{JW} , K_{JB} , k_{jc} ont été déterminées expérimentalement tel que 7.57, 0.11 et 6.06, respectivement (Papanicolaou, 1984)

Le panache pur

En opposition aux jets, un panache est défini comme l'origine uniquement d'un flux de flottabilité, sans flux de quantité de mouvement ou de volume initiaux (Roberts, 1979). Comme il n'y a pas de flux de quantité de mouvement initial, toutes les variables de flux doit être une fonction uniquement de flux de la flottabilité initial B , la viscosité de la ν de fluide, et la distance z à la source (Ridge, 2002). Encore une fois en utilisant l'analyse dimensionnelle, et en supposant un flux complètement turbulent dans lequel les effets de viscosité sont négligeables, la décroissance de la vitesse de la ligne centrale du panache peut être estimée comme :

$$W_m = b_1 \left(\frac{B}{z}\right)^{1/3} \quad (\text{V.13})$$

où la valeur de b_1 est donnée à 4.7 (Fischer et al, 1979;.. Rouse et al, 1952).

De même, les expressions peuvent être dérivées pour décrire les changements dans l'axe des concentrations du traceur et la quantité de mouvement dynamique de flux. Cette dernière variable est à peu près constante pour le jet pur, mais augmente maintenant le long de l'axe du panache à la suite de la différence de densité entre le fluide à l'intérieur du panache et ses environs.

$$C_m = b_2 C_0 \left(\frac{1}{B z^5}\right)^{1/3} \quad (\text{V.14})$$

$$m = b_3 B^{2/3} Z^{4/3} \quad (\text{V.15})$$

avec $b_2 = 9.1$ (Chen et Rodi, 1976), et $b_3 = 0.35$, pour un panache ronde (Fischer et al., 1979).

Encore une fois, (Wood et al, 1993) donnent les expressions quelque peu différentes pour la vitesse de ligne du milieu et la concentration, et de la largeur de la plume, dans le cas d'un panache pure, bien que la dépendance à l'égard z reste inchangée:

$$W_m = K_{pw} W_0 \left(\frac{\pi}{4}\right)^{1/3} Fr_0^{-2/3} \left(\frac{dp}{z}\right)^{1/3} \quad (\text{V.16})$$

$$b = K_{pb} Z \quad (\text{V.17})$$

$$C_m = K_{pc} C_0 \left(\frac{\pi}{4}\right)^{2/3} Fr_0^{2/3} \left(\frac{dp}{z}\right)^{5/3} \quad (\text{V.18})$$

Où les valeurs de K_{pw} , K_{pb} et K_{pc} sont respectivement 3.85, 0.105 et 11.1 (Papanicolaou, 1984). Ici

le nombre de Froude densimétrique Fr_0 a été introduite, comme que le taux de la flottabilité et les forces de quantité de mouvement :

$$Fr_0 = \frac{W_0}{\sqrt{g'_0 d_p}} \quad (V.19)$$

$$g'_0 = g \frac{\rho}{\rho_r} \quad (V.20)$$

Avec g'_0 la gravité initiale efficace, où ρ_r est une densité de référence.

Le jet flottant

Le flux le plus commun résultant d'un rejet en mer est celui d'un jet flottant, définie comme un jet dont la densité initiale diffère de la densité de l'eau de réception de $\Delta\rho_0$. Tout jet dynamique va se comporter comme un jet ou un plume en fonction de son flux initial de volume, flux de la quantité de mouvement, et le flux de la flottabilité, mais dans le long terme, et assez d'espace donné, tous les jets flottants va se transformer en plumes (Ridge, 2002).

Une mesure de la distance de la source au cours de laquelle le comportement d'un jet devient un plume dans un environnement stagnant est donnée par l'échelle de longueur l_m , définie comme

$$l_m = \frac{M^{3/4}}{B^{1/2}} \quad (V.21)$$

Le type de flux est déterminé par le rapport z / l_m : si z / l_m est petit ($\ll 1$), le flux se comporte comme un jet, et les équations données dans §V.1.1 sont valables; dans le cas contraire, le débit est plume, et les équations de §V.1.2 peut être appliquée. En général, la région initiale de l'écoulement est dominé par l'impulsion initiale, et se comporte asymptotiquement comme décrit pour un jet pur; la phase finale de panache est presque verticale est dominée par le dynamisme de la flottabilité générée, et se comporte asymptotiquement comme décrit pour le panache vertical. Ce fait est illustré à la figure V.7, dans laquelle la dilution moyenne (μ ici notée) et de la distance à la source (ζ) sont obtenus en utilisant les équations pour jets ronds, données par (Fischer et al, 1979):

$$\mu = \frac{q}{Q} \left(\frac{R_0}{R_p} \right) \quad (V.22)$$

$$\zeta = c_p \left(\frac{z}{L_Q} \right) \left(\frac{R_0}{R_p} \right) \quad (V.23)$$

La variable R_0 est nommée le nombre de Richardson pour un jet, et défini comme le rapport de L_Q et L_M

$$R_0 = \frac{L_Q}{L_M} = \frac{QB^{1/2}}{M^{5/4}} = \left(\frac{\pi}{4} \right)^{1/4} \left(\frac{g'_0 d_p}{W_0^2} \right)^{1/2} = \left(\frac{\pi}{4} \right)^{1/4} \frac{1}{Fr_0} \quad (V.24)$$

Où R_p est dite nombre de Richardson de panache et le C_p est le coefficient de croissance pour les plumes.

$$R_p = \frac{qB^{1/2}}{m^{5/4}} \quad (\text{V.25})$$

$$c_p = b_w \sqrt{2\pi}/z \quad (\text{V.26})$$

Dans le cas où le jet flottant est déchargé à un angle à la verticale, le nombre de Richardson doit implicitement inclure une spécification de l'orientation du jet. (Fischer et al, 1979) soulignent que un jet flottant horizontal augmente de manière exponentielle avec la distance de la source, et que la longueur de mise à l'échelle est de nouveau l_M .

Pour une analyse générale, l'angle d'élévation θ_V à laquelle l'effluent est rejeté par rapport au plan horizontal doit être introduit dans les calculs, ce qui rend impossible d'obtenir des solutions complètes pour le jet dynamique de l'analyse dimensionnelle simples (Wood et al., 1993) et un ensemble d'équations doit être utilisé. Ceux-ci impliquent la dynamique horizontale et verticale, des considérations géométriques (V.27c, d) et un état de fermeture:

$$\frac{dm_{t*}}{ds*} = \left(\frac{4}{\pi}\right)^{0.5} \left(\frac{I_g I_m^{0.5}}{I_\beta}\right) \frac{b_* [m_{t*}^2 - m_{H*}^2]^{0.5}}{Fr_0^2 m_{t*}^{1.5}} \quad (\text{V.27a})$$

$$\frac{dX_*}{dS_*} = \frac{m_{H*}^2}{m_{t*}^2} \quad (\text{V.27b})$$

$$\frac{dZ_*}{dS_*} = \frac{[m_{t*}^2 - m_{H*}^2]^{0.5}}{m_{t*}} \quad (\text{V.27c})$$

$$\frac{db_*}{ds_*} = K_s \quad (\text{V.27d})$$

Dans l'ensemble des équations ci-dessus, m_H^* , m_V^* , et m_t^* sont les quantité de mouvement horizontale, verticale et totale normalisées, K_s est un coefficient de propagation, les variables avec indice * sont les variables dimensionnelles divisé par d_p (par exemple, $x^* = x/d_p$), la coordonnée verticale est z ($=z^* \cdot d_p$) et s ($=s^* \cdot d_p$) est la distance à la source. Les paramètres I_β , I_m , et I_g' sont des constantes de forme définis dans l'équation (V.28.c-e) :

$$m_{V*} = I_m W_m^2 b^2 \sin\theta_V / m \quad (\text{V.28a})$$

$$m_{H*} = I_m W_m^2 b^2 \cos\theta_V / m \quad (\text{V.28b})$$

$$I_m = \int_0^\infty \left[\frac{W}{W_m}\right]^2 2\pi\zeta d\zeta = \frac{\pi}{2} \quad (\text{V.28c})$$

$$I_{g'} = \int_0^\infty \frac{g_L'}{g_m} 2\pi\zeta d\zeta = 3.5767 \quad (\text{V.28d})$$

$$I_\beta = \int_0^\infty \left[\frac{g_L'}{g_m} \frac{W}{W_m} + \frac{W' g_L''}{W g_L'}\right] 2\pi\zeta d\zeta = 1.9903 \quad (\text{V.28e})$$

avec $\zeta = r/b$, où r est la distance à l'axe du jet, et où g_L' et g_m' sont la gravité efficace médiane et locale et w' et g_l' sont les fluctuations turbulentes de w et g_l .

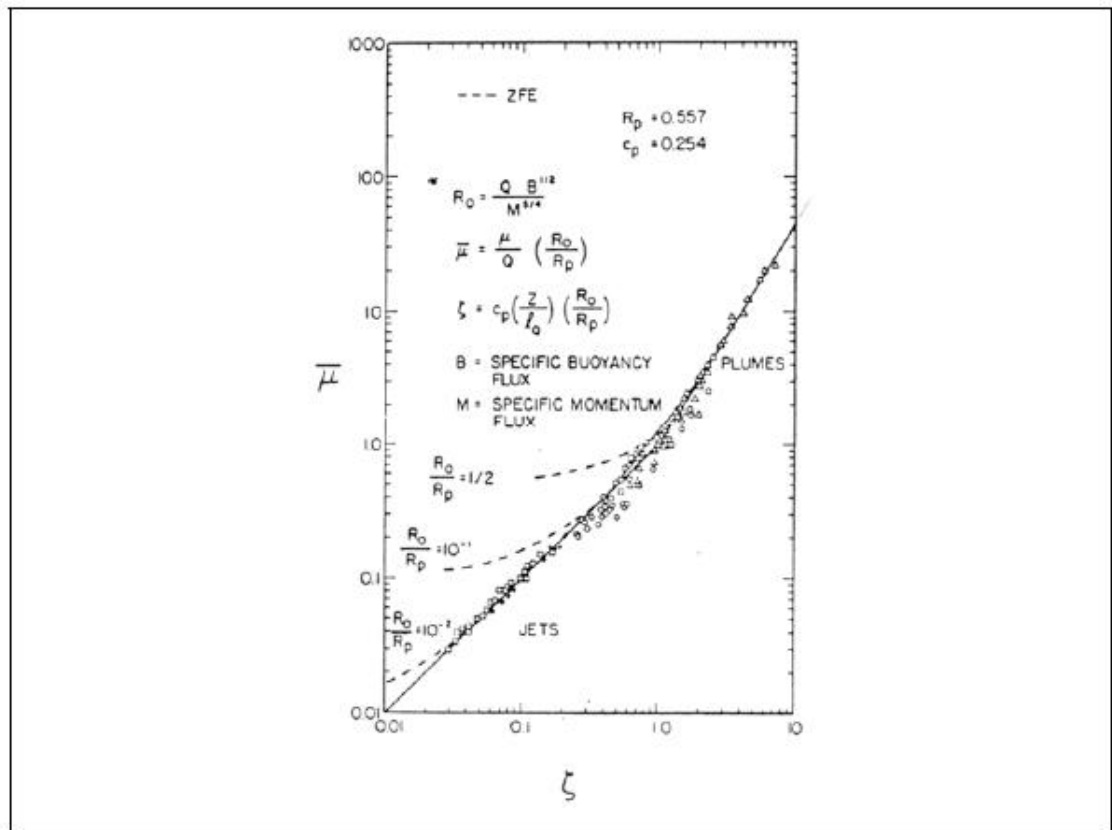


Figure V.7: solutions asymptotique pour la dilution dans un jet rond vertical, par rapport aux données expérimentales. Ici, R_0 est un nombre de Richardson, p et ζ sont respectivement la dilution moyenne et la distance de la source, (Fischer et al., 1979).

La dilution des panaches verticaux –(Wood et al,1993) - et des jets flottants horizontaux – (Cederwall ,1968) - peut être calculée comme suit:

$$S = 0.117 Fr_0^{-0.66} \left(\frac{z}{d_p} \right)^{1.66} \quad (\text{V.29})$$

$$\frac{S}{Fr_0} = \begin{cases} 0.54 \left(\frac{0.38 z}{Fr_0 d_p} + 0.66 \right)^{1.66} & \frac{z}{d_p} > 0.5 Fr_0 \\ \left(\frac{z}{d_p Fr_0} \right)^{7/16} & \frac{z}{d_p} < 0.5 Fr_0 \end{cases} \quad (\text{V.30})$$

En outre, une expression de la dilution d'un jet flottant a été proposée par (Roberts , 1987), sous la forme

$$S = 0.118 \left(\frac{z}{L_M} \right)^{5/3} Fr_0 \quad (\text{V.31})$$

L'accord entre ces formules et les données mesurées est bon, comme on le voit dans les figures V.8 a b.

La fusion des jets et des panaches

Les émissaires sous-marins dans les eaux côtières peu profondes sont souvent conçus avec un espacement de port comparable, voire supérieure, à la profondeur de l'eau afin d'éviter les interférences entre les panaches d'eaux usées adjacentes avant que la surface ou la hauteur maximale de montée est atteint (Lee et Cheung, 1990) . Cependant, pour un émissaire marin constitué d'un réseau de ports espacés à un p_s de distance le long d'un axe horizontal, le résultat le plus probable sera la fusion des plumes individuelles à une certaine hauteur au-dessus de l'axe de rejet, même si la sortie de chaque port se produit dans des directions différentes (figure V.9 a et b) . Le champ d'écoulement dans la partie centrale de la longueur du diffuseur peut alors être considéré comme un - jet flottant à deux dimensions; à chaque extrémité de la conduite, l'écoulement devient extrêmement compliqué (Ridge ,2002) .

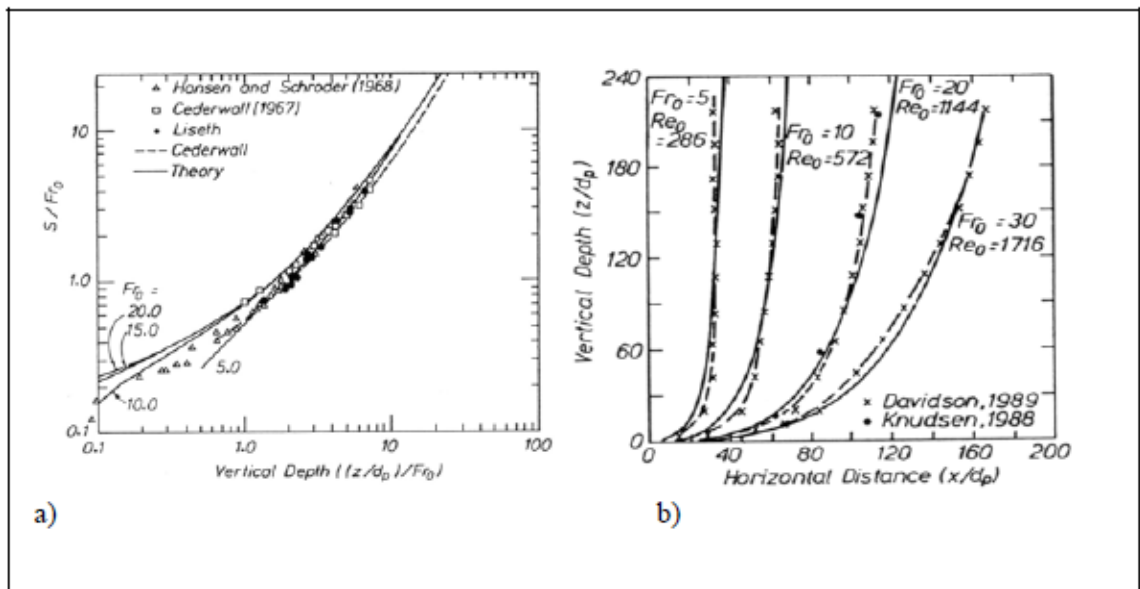


Figure V.8: Comparaison des mesures avec des solutions calculées. a) dilution, à l'aide de la formule empirique de Cederwall (V,30). b) les trajectoires de plume, calculée en utilisant un modèle numérique basé sur des équations (V.27). (Wood et al,1993).

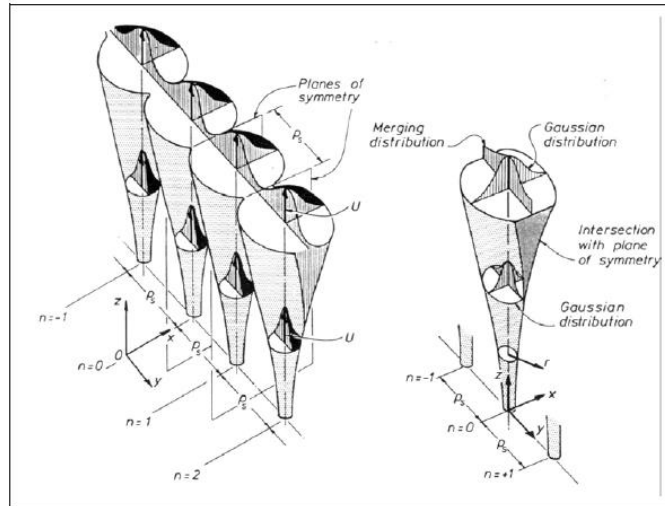


Figure V.9 a: La fusion des panaches flottants axisymétriques (Wood et al, 1993) .

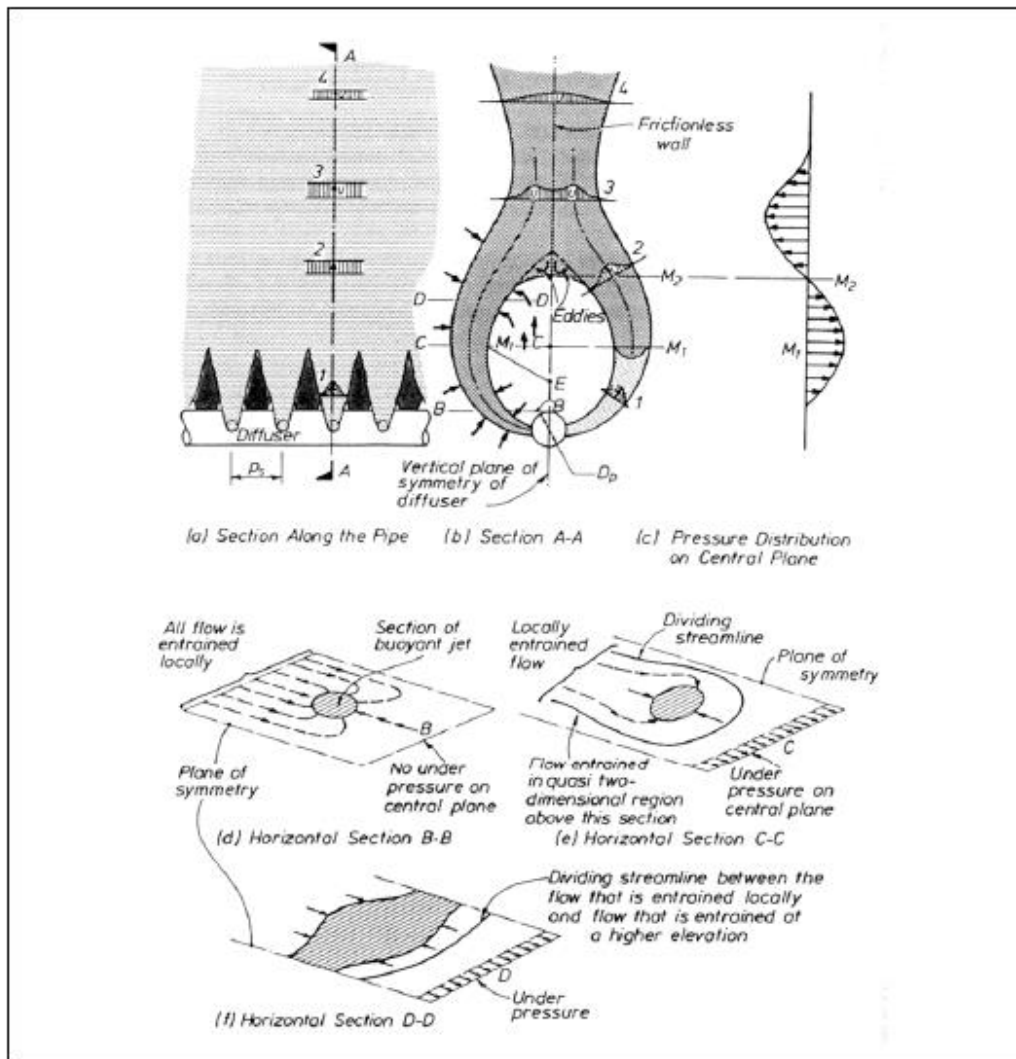


Figure V.9: Schéma pour le modèle de la fusion de jets flottant (Wood et al, 1993).

(Wood et al,1993) donnent la distribution de vitesse pour des jets planes flottants axisymétriques par :

$$\frac{W}{W_m} = \exp\left\{-\frac{r^2}{b_w^2}\right\} \quad (\text{V.32})$$

$$\frac{W}{W_m} = \exp\left\{-\frac{x^2}{b_w^2}\right\} \quad (\text{V.33})$$

Une distribution raisonnable pour la vitesse dans la zone de transition entre les deux types de jets peuvent être trouvées en combinant (V.32) et (V.33)

$$W = W_m \frac{\exp(-2x_b^2) \sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left\{-2\left(\frac{y_p+n}{b_p}\right)^2\right\}}{\sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left\{-2\left(\frac{n}{b_p}\right)^2\right\}} \quad (\text{V.34})$$

Où $x_b = x/b_w$, $y_p = y/p_s$ et $b_p = b_w/p_s$ Pour la distribution de concentration du traceur, une équation similaire est utilisée, en remplaçant de b_w/p_s avec $\lambda b_c/p_s$:

$$C = C_m \frac{\sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left\{-\left(\frac{(y_p+n)^2 + x_b^2}{\lambda^2 b_p^2}\right)\right\}}{\sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left\{-\left(\frac{n}{\lambda b_p}\right)^2\right\}} \quad (\text{V.35})$$

Il peut être vu que ces distributions sont équivalentes au profil axisymétrique près de la source ($b_w/p_s, \lambda b_c/p_s \ll 1$), satisfaisant à la distribution bidimensionnelle pour b_w/p_s ,

$\lambda b_c/p_s \gg 1$, et de s. (Wang et Davidson, 1999) ont remarqué que les distributions ci-dessus sont correctes pour des jets faibles (dont le comportement est fortement affecté par l'écoulement ambiant), mais doivent être corrigées lorsque le comportement du jet est dominé par l'excès de la quantité de mouvement des jets (jets forts), ce qui donne

$$W = W_m \frac{\exp(-2x_b^2) \sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left\{-2\left(\frac{y_p+n}{b_p}\right)^2\right\}}{\sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left\{-2\left(\frac{n}{b_p}\right)^2\right\}} \quad (5.36)$$

$$C = C_m \frac{W_m}{W} \frac{\sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left\{-\left(\frac{(y_p-n)^2 + x_b^2}{b_p^2}\right) \left(\frac{1+\lambda^2}{\lambda^2}\right)\right\}}{\sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left\{-2\left(\frac{n}{b_p}\right)^2 \left(\frac{1+\lambda^2}{\lambda^2}\right)\right\}} \quad (5.37)$$

Les fonctions de forme choisies (I'_m, I'_β, I'_g , et I'_q , comme des fonctions complexes de b_w/p_s et $\lambda b_c/p_s$, leurs expressions analytiques peuvent être trouvées dans (Wood et al, 1993), avec une analyse complète des équations du mouvement et de la trajectoire des panaches.

Les mêmes données expérimentales ont été utilisées par (Roberts,1987) pour donner une estimation de la dilution dans un jet flottant :

$$\frac{S_m}{Fr_0} = 0.50 \left(\frac{2z}{P_s} \right)^{-2/3} \left(\frac{z}{d_p Fr_0} \right)^{5/3} \quad (V.38)$$

Où $2z/P_s > 50$.

V.2.2 L'effet des facteurs environnementaux sur la dispersion

Bien que les paramètres de décharge, tels que les caractéristiques des ports et l'orientation du jet, jouent un rôle important dans le processus de dilution initiale du jet, une série de facteurs existent qui ne peut pas être prédite, et qui régissent l'évolution de la décharge après l'étape de dilution initiale, y compris à la fois la forme du panache résultant et la distribution de la concentration.

Pour illustrer ce fait, (Petrenko et al, 1998) soulignent une série de processus environnementaux qui expliquent la complexité des formes de panache:

a) la forme de panache semble être plus complexe lorsque des conditions de courant et la stratification pour un nombre de Froude (Fr_0) plus grand que 10 (Roberts et al, 1989). Elle dépend aussi de l'angle entre le courant et la décharge,

b) Les formes de panache varient également sur des échelles de temps de minutes à quelques heures en raison de variations temporelles de Fr_0 , variations rapides de courants et de stratification, ce qui peut conduire à des changements de l'équilibre dans la profondeur, créant des écarts entre différentes couches de panache,

c) les marées internes peuvent également contribuer à la complexité spatiale du panache,

d) plusieurs plumes peuvent également apparaître en fonction de la des variations des courants de cisaillement ; Cela peut arriver si les rejets se produisent sur une gamme de profondeur avec une distincte température, un distincte salinité et le gradient de courant.

Comme il ressort de la liste ci-dessus, les facteurs environnementaux qui influent sur le comportement d'une décharge de l'émissaire sont, principalement, la stratification de densité et courants ambiants.

Densité de stratification

La stratification de la colonne d'eau est un phénomène fréquent dans les régions côtières, et est associée à des variations de la salinité et de la température.

Dans un environnement stable stratifié, le jet se comporte d'abord comme un jet flottant et se mélange avec le fluide à fond comme il se lève, produisant un nuage flottabilité neutre. Lors de la montée, la force de flottabilité est fournie par la différence de densité entre l'effluent et la hausse de la densité du fluide entourant au niveau de l'effluent. Le déficit de la densité initiale du jet flottant continuellement diminuée et devenir nulle à une certaine hauteur au-dessus de z_e du point de rejet, peut-être en dessous de la surface. La force de flottabilité sera négatif à partir d'ici, et le flux sera ralenti et tourné vers le bas après avoir atteint un z_t de

hauteur maximale, en fonction du flux de quantité de mouvement au niveau d'équilibre. Par conséquent, les principaux effets de la stratification de densité sont de limiter la montée verticale de l'effluent, et pour limiter le mélange de l'écoulement de jet avec le fluide environnant (Hwang et al., 1995), bien que (Bahia, 1997) présente des données qui révèlent que la propagation latérale et verticale du panache est également influencée par la stratification des eaux.

En particulier, (Bahia, 1997) a constaté que, dans les eaux côtières uniformes, la propagation du panache dans les directions latérales et verticales, estimée à partir de la variance de panache σ^2 , a été bien approchée par l'expression :

$$\sigma^2 = A_1 t^{B_1} \quad (\text{V.39})$$

Où A_1 est une constante sans dimensions. Pour propagation latérale, $A_1 = 0,43$ et $B_1 = 1,63$, tandis que $A_1 = 0,48$ et $B_1 = 0,78$ pour la propagation verticale. D'autre part, si les eaux côtières présentent une stratification, le panache est rapidement devenu mélangé sur la couche supérieure de la colonne d'eau, et la propagation horizontale a été bien décrite par (V.39) avec $A_1 = 0,09$ et $B_1 = 2,10$.

Des expériences menées par (Abraham et Eysink, 1969), cité dans (Wood et al, 1993), montrent que, au-dessus du point d'équilibre, la densité de la plume sur la ligne médiane est approximativement constante, comme on peut le voir sur la figure V.10. Dans cette région de l'écoulement ascendant au-dessus du niveau d'équilibre et par conséquent, la répartition de la flottabilité, a continué à se propager.

Considérons une source de quantité de mouvement verticalement vers le haut. L'effet de ce flux de la quantité de mouvement entraîne le fluide dense dans le fluide ambiant ; par conséquent, il existera une hauteur terminale de hausse, z_t , qui doit être une fonction d'un champ caractéristique de densité (par exemple, le gradient du profil de densité) et le flux de quantité de mouvement initiale M . Un raisonnement analogue peut être utilisé pour les sources ponctuelles de flux flottabilité B (plumes). Si le profil de densité est linéaire, (Fischer et al, 1979) donnent les expressions suivantes pour la hauteur maximale pour un jet rond simple, et un panache rond simple, respectivement :

$$z_t \propto \left(\frac{M}{N}\right)^{1/4} \quad (\text{V.40})$$

$$z_t \propto \left(\frac{B}{(N)^{3/2}}\right)^{1/4} \quad (\text{V.41})$$

$$N = -\frac{g}{\rho_0} \frac{d\rho_0}{dz} \quad (\text{V.42})$$

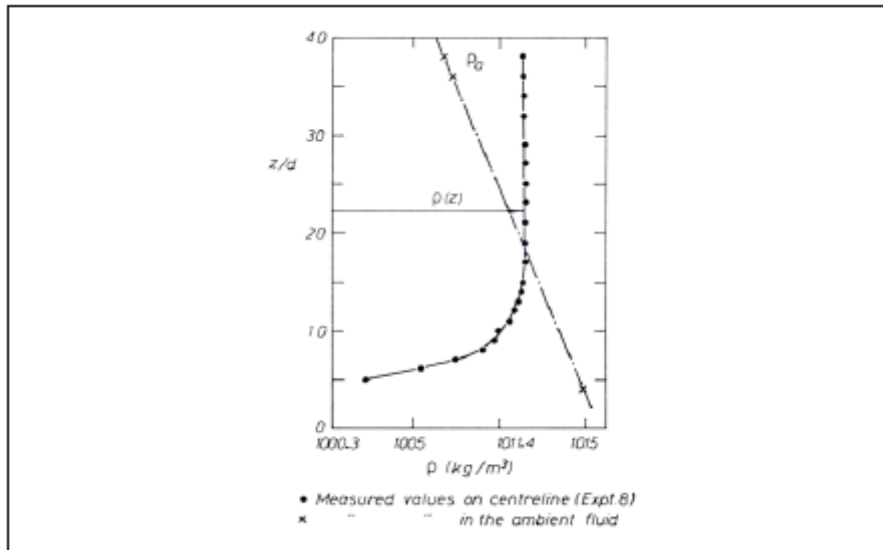


Figure V .10: La distribution de la densité sur l'axe du panache (Abraham et Eysink ,1969)

Le coefficient de proportionnalité est d'environ 3.8. Les termes sur le côté droit définissent l' échelle de longueur caractéristiques pour jets et panaches dans les milieux stratifiés en densité avec un gradient de densité constante, et leur rapport J peuvent ensuite être utilisés pour obtenir une relation fonctionnelle asymptotique pour la hauteur terminale de hausse pour des panaches flottants:

$$J = \frac{M^2 N}{B^2} \quad (\text{V.43})$$

$$z_t = \begin{cases} a_p J^{-3/8} & J \ll 1 \\ a_j J^{-1/4} & J \gg 1 \end{cases} \quad (\text{V.44})$$

avec a_p et a_j égale à $1,7 \pm 0,2$, selon (Fischer et al,1979).

La dilution moyenne à z_t doit également être donné par les résultats asymptotiques (Fischer et al, 1979) :

$$S_m = \begin{cases} e_p J^{-5/8}, J \ll 1 \\ e_j J^{-1/4} & J \gg 1 \end{cases} \quad (\text{V.45})$$

avec $e_p = 1.5 \pm 0.2$ et $e_j = 1.2 \pm 0.2$.

(Roberts ,1987) a défini une nouvelle échelle de longueur l'_B , qui est proportionnelle à la hauteur maximale de montée d'un panache dans un fluide stagnant linéairement stratifié, comme

$$l'_B = \frac{B^{1/4}}{N^{3/8}} \quad (\text{V.46})$$

et, en utilisant l'analyse dimensionnelle, et en négligeant l'effet du flux de volume de source, il a constaté que les principaux paramètres de décharge :

$$\frac{S_m Q N^{5/4}}{B^{3/4}} \quad (\text{V.47})$$

$$\frac{Z_t}{l'_B}$$

$$\frac{Z_g}{l'_B}$$

$$\frac{h_g}{l'_B}$$

Etaient toutes les fonctions de L_M / L'_B , et leurs solutions pour des conditions arbitraires peut être obtenu à partir de modèles numériques. Cependant, (Wong, 1985) a constaté que, pour les jets flottants verticaux avec $L_M / L_B < 0.6$,

$$\frac{S_m Q N^{5/4}}{B^{3/4}} = 0.80 \quad (\text{V.48})$$

$$\frac{Z_t}{l'_B} = 4.5 \quad (\text{V.49})$$

$$\frac{Z_g}{l'_B} = 1.5 \quad (\text{V.50})$$

$$\frac{h_g}{l'_B} = 2.9 \quad (\text{V.51})$$

D'autre part (Wood et al, 1993), également basé sur l'analyse dimensionnelle, a trouvé que la hauteur maximale de la monté d'un jet flottant est donnée par :

$$z_t = \frac{M^{3/4}}{\beta^{1/2}} \left[C_1 \left(\frac{\beta}{N^{1/2} M} \right)^{1/2} + C_2 \left(\frac{\beta}{N^{1/2} M} \right)^{3/4} \right] \quad (\text{V.52})$$

Tandis que pour un plume à deux dimensions, Z_t peut être obtenue :

$$z_t = \frac{M}{\beta^{2/3}} \left[C_5 \left(\frac{\beta}{N^{1/2} M} \right)^{2/3} + C_6 \left(\frac{\beta}{N^{1/2} M} \right) \right] \quad (\text{V.53})$$

Où C_1 , C_2 , C_5 , et C_6 sont des constantes expérimentales. La dilution pour les deux types de décharges, sont respectivement :,

$$S = \frac{M^{5/4}}{Q \beta^{1/2}} \left[C_3 \left(\frac{\beta}{N^{1/2} M} \right)^{1/2} + C_4 \left(\frac{\beta}{N^{1/2} M} \right)^{5/4} \right] \quad (\text{V.54})$$

$$S = \frac{M}{Q\beta^{1/3}} \left[C_7 \left(\frac{\beta}{N^{1/2}M} \right)^{1/3} + C_6 \left(\frac{\beta}{N^{1/2}M} \right) \right] \quad (\text{V.55})$$

où les nouveaux C_i sont des constantes expérimentales. La dérivation des équations (V.52) à (V.55) a été faite en supposant un profil de densité linéaire; comme indiqué dans les figures V.11 et V.12, à la fois la hauteur de montée maximum et la dilution maximale obtenue à partir de ces équations sont compatibles avec les valeurs mesurées. Les données expérimentales suggèrent que l'épaisseur de la couche d'étalement est d'environ 40% de la hauteur maximale de montée, mais les mesures par (Wallace et Wright, 1984) montrent que ce paramètre dépend du fait que la quantité de mouvement dominée, ou flottabilité dominée (fig. V.13).

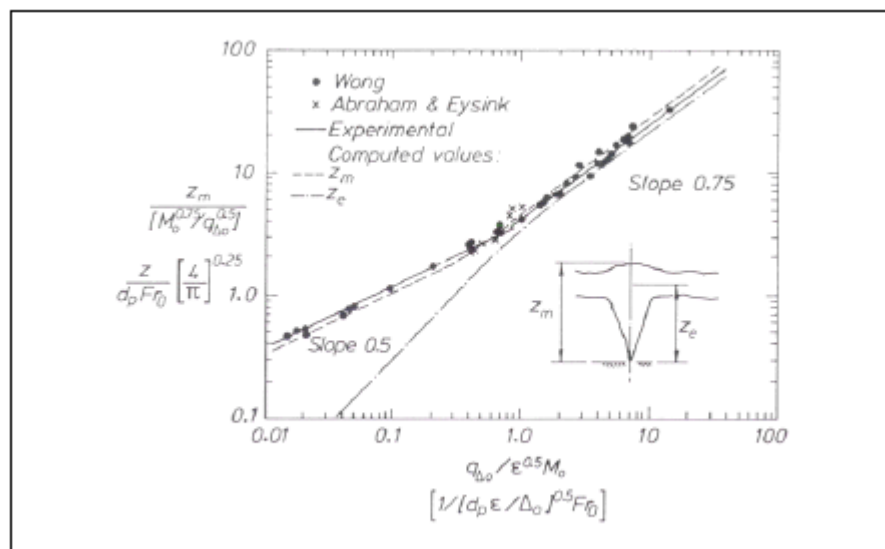


Figure V .11: hauteur adimensionnelle maximale de montée d'un panache vertical dans un fluide linéairement stratifié. (Wood et al, 1993)

Enfin, (Morton et al, 1956) et (Brooks, 1972) donnent aussi des expressions pour la hauteur de la montée terminale et de la dilution de la ligne centrale au Z_t dans un environnement linéairement stratifié :

$$z_t = 3.981 I'_B \quad (\text{V.56})$$

$$S_m = 0.071 \frac{B^{1/3}}{Q} z_t^{5/3} \quad (\text{V.57})$$

Lorsque le profil de densité est pas linéaire, ou le jet flottant est déchargé à un certain angle par rapport à la verticale, (Wood et al, 1993) suggèrent l'équation suivante de flux pour une différence de densité,

$$\frac{d}{ds} \int_0^{b'} \rho_L w 2\pi r dr = Q_i \rho_a(z) \quad (\text{V.58})$$

où ρ_L est la densité locale, $\rho_a(z)$ est la densité ambiante au niveau z , et Q_i est le flux volumétrique par unité de longueur de trajectoire dans le jet flottant. Après manipulations, cette équation devient

$$\frac{d}{ds} \int_0^{b'} w g'_L 2\pi r dr = -\sin\theta \frac{dg'_a(z)}{dz} \int_0^{b'} w 2\pi r dr \quad (5.59)$$

$$g'_L = \left[\frac{\rho_a(z) - \rho_L}{\rho_a(0)} \right] g \quad (5.60)$$

$$g'_a = \left[\frac{\rho_a(0) - \rho_a(z)}{\rho_a(0)} \right] g \quad (5.61)$$

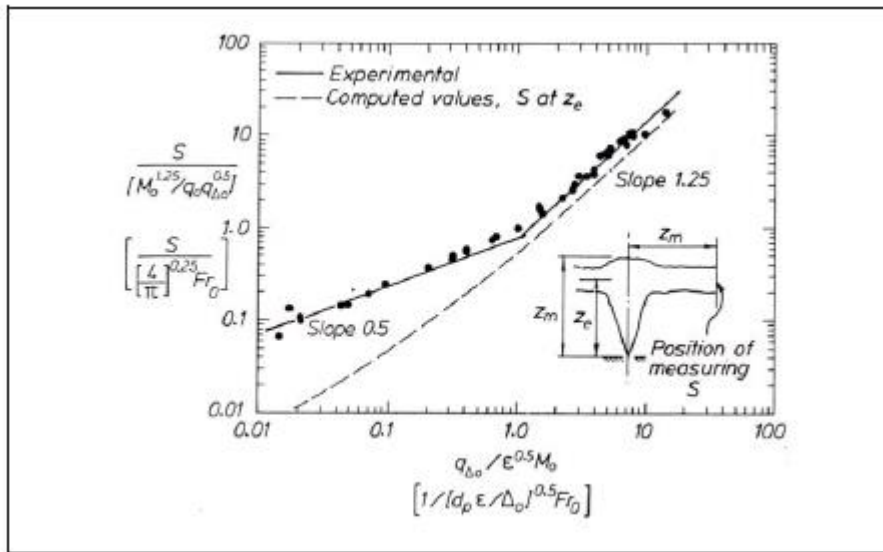


Figure V.12: dilution maximale sans dimension de la couche d'étalement à partir d'un panache asymétrique vertical dans un fluide linéairement stratifié. (Wood et al, 1993)

La nouvelle équation adimensionnelle de la quantité de mouvement et le flux de la différence de densité deviennent :

$$\frac{dm_{v*}}{ds_*} = \left(\frac{4}{\pi}\right)^{1/2} \frac{I'_{g'}}{I'_\beta Fr_0^2} \left(\frac{I'_m}{I'_m}\right)^{1/2} \frac{(p_{S*} b_*)}{m_{t*}^2} \beta_* \quad (V.62)$$

$$\beta_* = \beta / B \quad (V.63)$$

$$\frac{d\beta_*}{ds_*} = \left(\frac{4}{\pi}\right)^{1/2} \frac{I'_g}{(I'_m)^{1/2}} (b_* p_{S*})^{1/2} \frac{m_{v*}}{m_{t*}^{1/2}} \frac{dg'_{a*}}{dz_*} \quad (V.64)$$

$$g'_{a*} = g'_a / g'_0 \quad (V.65)$$

Les équations restantes sont l'équation de propagation (V.27d), deux équations de géométrie (V.27bc) et l'équation de la quantité de mouvement horizontale (V.27a). Cet ensemble d'équations régissant le comportement du panache avant d'atteindre la région d'équilibre.

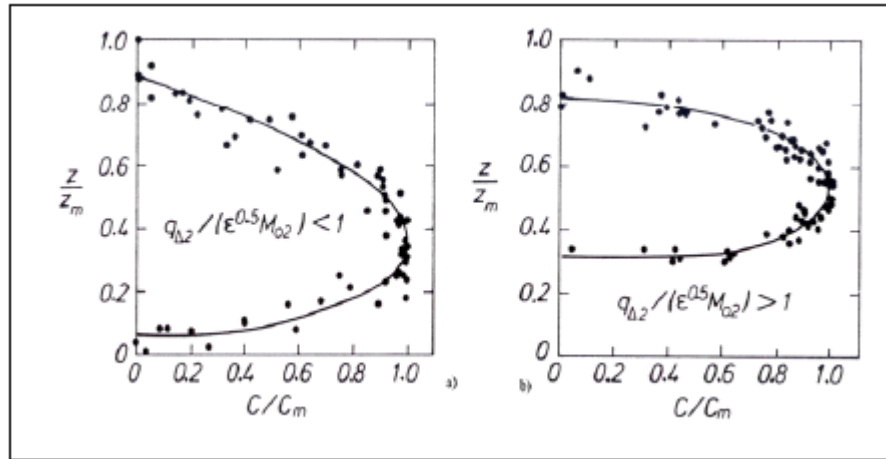


Figure V.12.a : Concentrations dans la couche d'étalement à partir d'un jet vertical à deux dimensions dans un fluide linéairement stratifié. a) le flux de la quantité de mouvement. b) le flux la flottabilité dominé. C_m est la concentration maximale, et C est la concentration mesurée localement. (Wallace et Wright, 1984).

Au-dessus de la hauteur maximale de montée, où existe l'entraînement du panache montante pénètre dans la couche d'étalement. Au sein de la couche d'étalement vers l'extérieur, cependant, le panache se trouve dans un fluide ambiant approximativement de la même densité que celle du flux ascendant, et à la ligne médiane de la différence de densité peut être supposée constante, en réduisant ainsi le nombre d'équations par une. L'ensemble des équations sans dimension régissant le flux sont alors :

$$\frac{dm_{V*}}{ds_*} = -\frac{4}{\pi} I' \frac{b_p P_{s*}}{Fr_0^2} \frac{\partial g'_{a*}}{\partial z_*} (z_* - z_{s*}) \quad (5.66a)$$

$$\frac{dm_{H*}}{ds_*} = 0 \quad (5.66b)$$

$$\frac{dz_*}{ds_*} = \frac{m_{V*}}{(m_{H*}^2 + m_{V*}^2)^{1/2}} \quad (5.66c)$$

$$\frac{dx_*}{ds_*} = \frac{m_{H*}}{(m_{H*}^2 + m_{V*}^2)^{1/2}} \quad (5.66d)$$

$$\frac{db_*}{ds_*} = K_s \quad (5.66e)$$

Les expériences réalisées par (Wong, 1985) dans le cas des jets flottants, montrent que le modèle précédent sous-estime la hauteur de la montée d'environ 20% (figure V.12.b), alors qu'il surestime largement la dilution pour la phase de jet, comme on le voit dans la figure V.12.c.

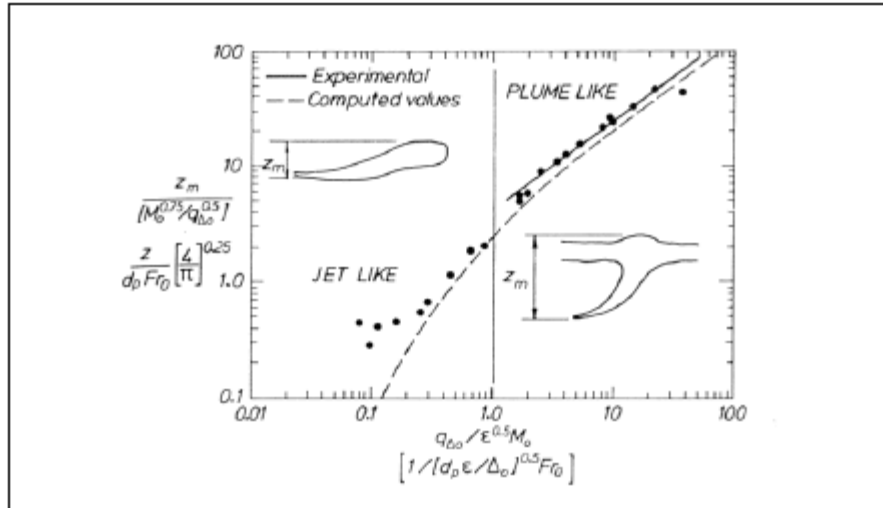


Figure V.12.b : hauteur adimensionnelle de montée pour un asymétrique jet flottant éjectée horizontalement dans un environnement stratifié. (Wong, 1985) et (Wood et al, 1993).

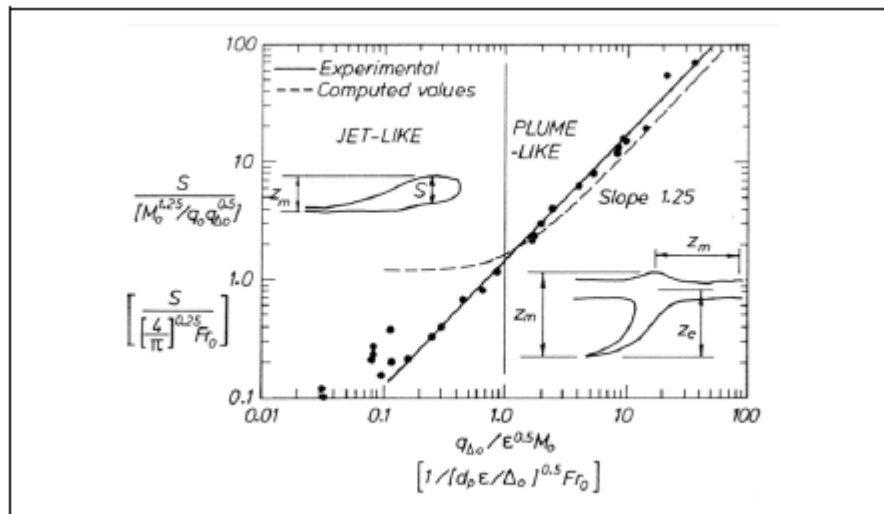


Figure V.12.c : dilution adimensionnelle pour asymétrique jet flottant éjectée horizontalement dans un environnement stratifié. (Wong, 1985) et (Wood et al, 1993).

Courants ambiants

Bien que le comportement général d'un rond jet flottant dans un environnement stagnant est bien établi, le mélange d'un turbulent jet flottant dans courant est un problème beaucoup plus complexe, en raison de l'interaction de la vitesse de décharge, la flottabilité, et la vitesse ambiante. Cependant, comme il est connu depuis longtemps qu'une décharge

horizontale immergée dans un courant perpendiculaire donne un meilleur mélange initial d'un refoulement vertical ou une décharge horizontale dans les eaux calmes, un effort important a été fait pour comprendre et décrire le mouvement de jet dans un environnement mobile ; la plupart du travail a été consacrée à l'étude des jets et panaches horizontaux ou verticaux en courants normaux, ou dans la même direction que, la décharge.

En présence d'un courant, l'écoulement initial de décharge, habituellement un jet flottant, est dévié après un certain temps - qui dépend de la grandeur relative de la décharge et les vitesses ambiantes, ainsi que l'angle entre les deux paramètres - par la traînée que le courant circule à travers le jet, et par l'entraînement de l'eau ambiante ayant une quantité de mouvement de l'écoulement transversal. Lorsque le flux de la quantité de mouvement la décharge est petite, le flux de flottabilité devient le paramètre pertinent. Dans le cas d'une charge entraîné par la quantité de mouvement, échelle de longueur est définie l_m , alors que si la décharge est entraînée par la flottabilité initiale, échelle de longueur est l_B :

$$l_m = \frac{M^{1/2}}{U_a} \quad (V.67)$$

$$l_B = \frac{B}{U_a^3} \quad (V.68)$$

Où U_a est la vitesse ambiante. L'échelle de longueur de la quantité de mouvement représente la distance entre le point à partir duquel un jet devient fortement dévié par le courant transversal de décharge, tandis que l'échelle de longueur de la flottabilité mesure la distance verticale de la source à laquelle la vitesse induite par la flottabilité est décrie à la valeurs de la vitesse ambiante. Les deux échelles de longueurs sont importantes dans l'étude des effets des courants sur les rejets d'effluents.

(Wright ,1977) a classé l'écoulement d'un jet dans un écoulement transversal non stratifié uniforme en quatre régimes asymptotiques: un champ lointain dominé par la quantité de mouvement, un champ lointain dominé par flottabilité, un champ proche dominé par la quantité de mouvement, un champ proche dominé par flottabilité, chacune avec ses caractéristiques particulières. Wood et al. (1993) trouvent cinq régimes d'écoulement possibles pour un effluent dans un courant, en fonction de la vitesse de sortie et la vitesse du courant. Ces régimes sont l'advection puissant du jet, le faible jet, mouvement de tourbillon (vortex), l'advection de panache et l'advection thermique (figure V.12), et l'écoulement peut aller d'un régime à l'autre avec les baisses des flux de la quantité de mouvement initiale ; les transitions entre chaque régime sont définis par un ensemble d'échelles de longueurs, qui peuvent être trouvées dans (Wood et al, 1993).

Une caractéristique principale des effets des courants sur un effluent est le passage dans une région Gaussienne, dans lesquelles les distributions de vitesse et de flottabilité sont bien décrites par une fonction gaussienne, à une région de vortex. On suppose que cette transition est assez brusque, comme soutenue par différentes observations (Wood et al, 1993).

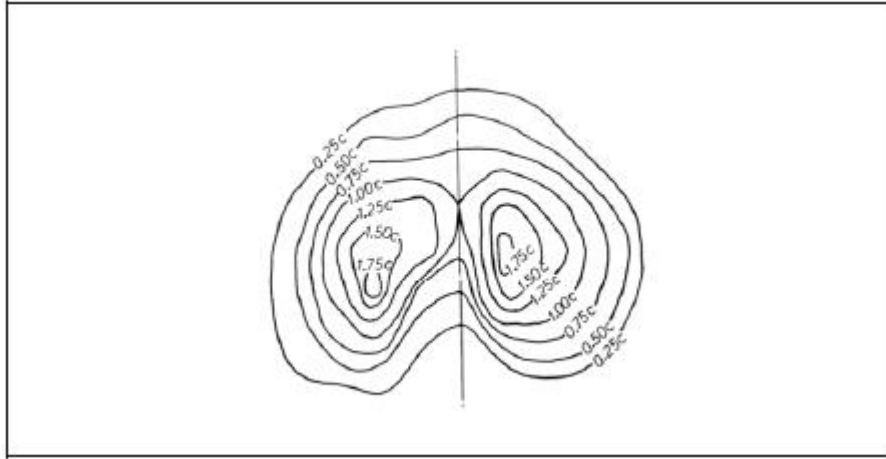


Figure V.12: Courbes de concentration dans une advection thermique (Fan, 1967).

(Fischer et al, 1979) ont tenté d'obtenir des solutions pour des jets flottants dans les courants ambiants en développant des solutions asymptotiques pour des jets verticaux et des panaches dans un courant.(Figure V.13)

Dans le cas d'un jet pur dans un flux transversal , les équations de vitesse de la ligne centrale et la trajectoire du traceur sont :

$$\begin{cases} W_m \propto U_a \left(\frac{l_m}{z}\right) \\ C \propto D_1 \frac{U_a B}{Mg} \left(\frac{l_m}{z}\right) \\ \frac{z}{l_m} = C_1 \left(\frac{x}{l_m}\right)^{1/2} \end{cases} \quad z \ll l_m \quad (\text{V.69})$$

$$\begin{cases} W_m \propto U_a \left(\frac{l_m}{z}\right)^2 \\ C \propto D_2 \frac{U_a B}{Mg} \left(\frac{l_m}{z}\right)^2 \\ \frac{z}{l_m} = C_2 \left(\frac{x}{l_m}\right)^{1/3} \end{cases} \quad z \gg l_m \quad (\text{V.70})$$

Alors que pour le panache pur les équations deviennent

$$\begin{cases} W_m \propto U_a \left(\frac{l_B}{z}\right)^{1/3} \\ C \propto D_3 \frac{U_a B}{Mg} \left(\frac{l_M}{l_B}\right)^2 \left(\frac{l_B}{z}\right)^{5/3} \\ \frac{z}{l_B} = C_3 \left(\frac{x}{l_B}\right)^{3/4} \end{cases} \quad z \ll l_B \quad (\text{V.71})$$

$$\begin{cases} W_m \propto U_a \left(\frac{l_B}{z}\right)^{1/2} \\ C \propto D_4 \frac{U_a B}{Mg} \left(\frac{l_M}{l_B}\right)^2 \left(\frac{l_B}{z}\right)^2 \\ \frac{z}{l_B} = C_4 \left(\frac{x}{l_B}\right)^{2/3} \end{cases} \quad z \gg l_B \quad (\text{V.72})$$

où le C_i et D_i sont des coefficients expérimentaux.

Dans leur étude, ils ont supposé que un jet flottant se comporte comme une combinaison des équations précédentes, en fonction du rapport l_m / l_B , z / L_B , et z / l_m . Un exemple est donné en chiffres 4.13 et 4.14, où le jet flottante se comportera comme un jet jusqu'à $z \approx l_m$, quand il va commencer à se comporter comme un panache, de $z \approx l_B$.

Pour le cas limite d'une décharge verticale de flottabilité dominé avec $Fr_0 = 1$ (ou $l_M / L_Q = (4 / \pi)^{1/4}$), (Wright , 1977) donne les expressions suivantes pour la dilution de la ligne centrale et la trajectoire du jet :

$$\begin{cases} \frac{SQ}{U_a l_B^2} = 0.42 \left(\frac{z}{l_B}\right)^{5/3} & z \ll l_B \\ \frac{SQ}{U_a l_B^2} = 0.41 \left(\frac{z}{l_B}\right)^2 & z \gg l_B \end{cases} \quad (\text{V.73})$$

$$\begin{cases} \frac{z}{l_B} = 1.35 \left(\frac{x}{l_B}\right)^{3/4} & z \ll l_B \\ \frac{z}{l_B} = 0.85 \left(\frac{l_M}{l_B}\right)^{1/9} \left(\frac{x}{l_B}\right)^{2/3} & z \gg l_B \end{cases} \quad (\text{V.74})$$

Étant donné que pour ces conditions ($Fr_0 = 1$) l'orientation de l'orifice initial devient sans importance, ces ensembles d'équations peuvent également être utilisés pour les rejets horizontaux, dans lequel le mouvement dans le plan horizontal est entraîné par l'impulsion de jet et le courant ambiante. En outre, puisque la décharge sans aucune quantité de mouvement initiale verticale, le mouvement dans le plan vertical est déterminée principalement par l'interaction de la flottabilité de décharge avec le flux ambiant. Lorsque $Fr_0 > 1$, l'effet de la quantité de mouvement initiale augmente la distance horizontale de déplacement avant que la flottabilité de la décharge commence à monter verticalement comme un panache.

(Lee et Cheung, 1990) ont présenté les expressions suivantes pour calculer la dilution de la ligne centrale pour les jets de flottabilité dominée dans les courants :

$$\begin{cases} \frac{SQ}{U_a l_B^2} = 0.10 \left(\frac{z}{l_B}\right)^{5/3} & z < 0.01 l_B \\ \frac{SQ}{U_a l_B^2} = 0.51 \left(\frac{z}{l_B}\right)^2 & z \gg l_B \end{cases} \quad (\text{V.75})$$

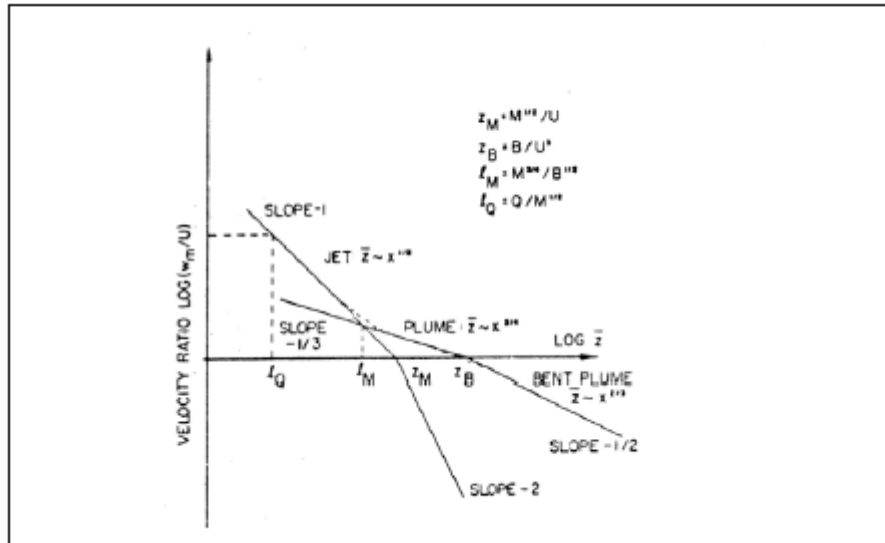


Figure V.13: rapport de vitesse moyenne verticale et horizontale dans un jet flottant turbulent dans un contre-courant uniforme ($L_M < L_b$), z_M et z_B dans la figure sont L_M et L_B dans le texte, respectivement. (Fischer et al, 1979)

Équations alternatifs ont été fournis par (Lee et Neville-Jones , 1987), après avoir interprété un ensemble de points de données 320 sur le terrain sur la dilution initiale en utilisant une analyse d'échelle de longueur (figure V.14), et a trouvé que la dilution minimale de surface d'un jet flottant horizontale dans un courant :

$$\begin{cases} S = 0.31 \frac{B^{1/3} H^{5/3}}{Q} & z < 5l_B \\ S = 0.32 \frac{U_a H^2}{Q} & z \geq 5l_B \end{cases} \quad (V.76)$$

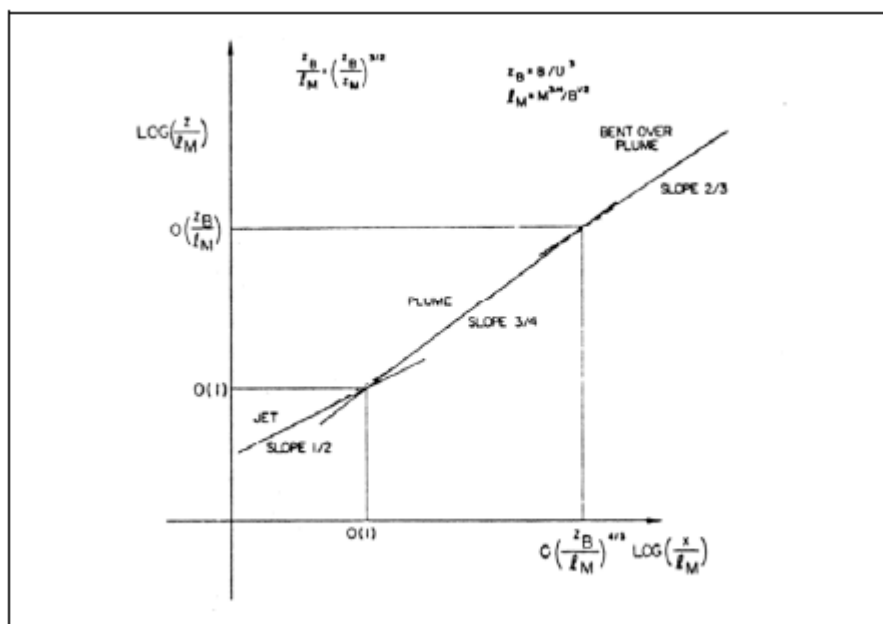


Figure V.14: trajectoire d'un jet dans un contre-courant uniforme ($L_M < L_b$), z_M et z_B dans la figure sont L_M et L_B dans le texte, respectivement. (Fischer et al, 1979)

Chaque d'équation (V.75) et (V.76) décrit la dilution du panache en deux phases successives, mais différentes, à savoir le champ proche de flottabilité dominé (dans lequel la dilution ne dépend pas du courant ambiant) et le champ lointain de flottabilité dominé (dans laquelle la dilution ne dépend pas du flux de flottabilité initiale); cependant, une discontinuité apparaît dans la zone de transition entre les deux phases. (Huang et al, 1998) ont tenté de trouver une description continue de la dilution du panache, en évitant la discontinuité de transition, et ont développé un modèle de dilution initiale qui donne une équation unique pour la dilution de la ligne centrale, y compris les effets de cisaillement et d'entraînement forcé :

$$\frac{SQ}{U_a z^2} = C_1 \left(\frac{z}{l_B} \right)^{-1/3} + \frac{C_2}{1 + a_1 \left(\frac{z}{l_B} \right)^{-a_2}} \quad (V.78)$$

avec $C_1 = 0.10$, $C_2 = 0.51$, $a_1 = 0.1$ et $a_2 = 2$. De la même manière, ils obtiennent aussi une équation de la dilution minimale de surface, en tenant compte de l'effet de blocage du des déchets mis en place à la surface de l'eau,

$$\frac{SQ}{U_a H^2} = C_3 \left(\frac{H}{l_B} \right)^{-1/3} + \frac{C_4}{1 + a_3 \left(\frac{H}{l_B} \right)^{-a_4}} \quad (V.79)$$

Où $C_3 = 0,08$, $C_4 = 0,32$, $a_3 = 0,2$ et $a_4 = 0,5$. Les deux équations sont en bon accord avec les données expérimentales, comme on le voit sur les figures V.15 a, b ci-dessous:

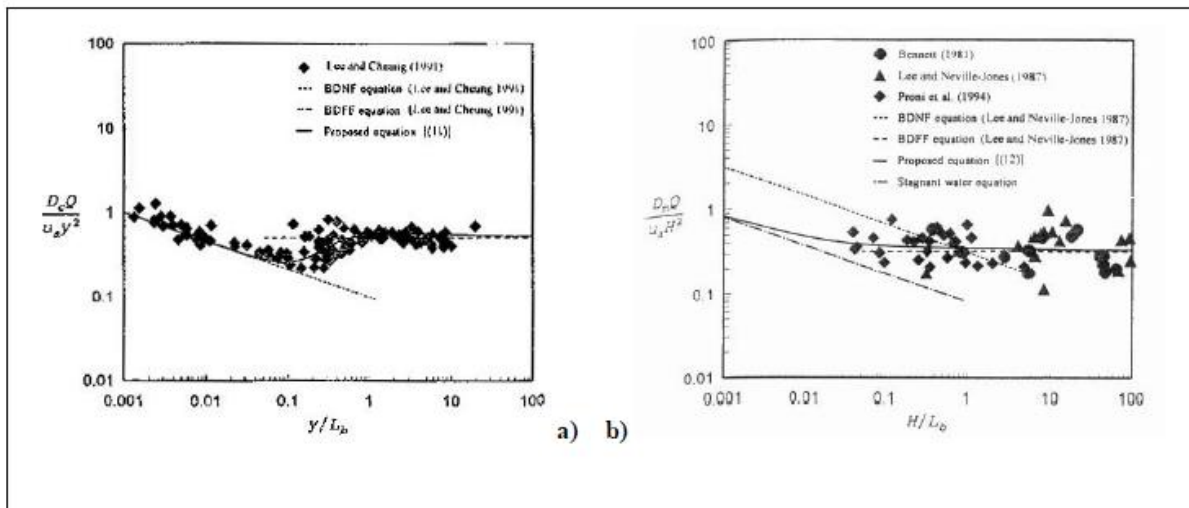


Figure V .15: a) la dilution de la ligne centrale pour les jets verticaux, b) la dilution minimale de surface pour les jets horizontaux. (Huang et al ,1998).

Les équations complètes pour le flux de la quantité de mouvement de jet , le flux de flottabilité, la dilution et la trajectoire de jet ont été obtenus par (Wood et al, 1993), dont l'approche est basée sur la recherche des équations générales pour l'écoulement initial en supposant que les distributions de vitesse gaussiennes. Pour un écoulement gaussien , ils donnent les équations suivantes pour la quantité de mouvement , la trajectoire et la fonction d'étalement, en supposant que l' écoulement ambiant est horizontal et dans la même direction de la décharge , mais à un angle à l'horizontale θv :

$$\frac{d}{ds} [m_e \cos \alpha_r] = 0 \quad (\text{V.80})$$

$$\frac{d}{ds} [m_e \sin \alpha_r] = I_{g'} g' b^2 \quad (\text{V.81})$$

$$U_a \cos \alpha_r I_{g'} g' b^2 + I_{\beta} U_{eg} g' b^2 = B \quad (\text{V.82})$$

$$\frac{dz}{ds} = \frac{U_{eg} \sin \alpha_r}{U_a \cos \alpha_r + U_{eg}} \quad (\text{V.83})$$

$$\frac{dx}{ds} = \frac{U_a + U_{eg} \cos \alpha_r}{U_a \cos \alpha_r + U_{eg}} \quad (\text{V.84})$$

$$\frac{db}{ds} = \frac{K_s U_{eg}}{U_a \cos \alpha_r + U_{eg}} \quad (\text{V.85})$$

$$m_e = I_m U_{eg}^2 b^2 + U_a \cos \alpha_r I_q U_{eg} b^2 \quad (\text{V.86})$$

et U_{eg} est la vitesse à laquelle le centre de jet se déplace par rapport au courant, α_r est l'angle entre U_a de U_{eg} et I_q une nouvelle fonction définie comme :

$$I_q = \int_0^{\infty} \frac{u_{eg}}{U_{eg}} 2\pi \frac{r}{b} d\left(\frac{r}{b}\right) \quad (\text{V.87})$$

Avec U_{eg} l'excès de vitesse hors de la ligne médiane, en supposant une distribution gaussienne. D'autre part, les équations de la zone d'écoulement vortex :

$$m = \left[\frac{B_t}{U_a} + m_t \sin \alpha_{rT} \right]^2 + [m_T \cos \alpha_{rT}]^{1/2} \quad (\text{V.88})$$

$$\frac{db}{dt} = \alpha_m U_{ev} = \frac{\alpha_m m}{I_v b^2 \sin \alpha_r} \quad (\text{V.89})$$

$$\frac{dz}{dt} = U_{ev} \sin \alpha_r \quad (\text{V.90})$$

$$\frac{dx}{dt} = U_a + U_{ev} \cos \alpha_r \quad (\text{V.91})$$

Où une nouvelle fonction de forme a été définie :

$$I_v = \int_0^{\infty} \frac{u_{ev}}{U_{ev}} \frac{1}{b^2} dA \quad (\text{V.92})$$

Avec une zone A, U_{ev} la vitesse à laquelle le vortex se déplace dans le flux ambiant, et la vitesse induite U_{ev} de vortex local. Ici, le sous-indice T représente la valeur des propriétés à un temps connu.

Dans la région de transition, les équations des flux de quantité de mouvement et de flottabilité sont données par (Wood et al, 1993)

$$I_v U_{ev} b^2 \sin \alpha_{rT} = \frac{m_{\Delta T}}{U_a} \quad (\text{V.93})$$

$$I_{\Delta v} g' b^2 \sin \alpha_{rT} = \frac{B}{U_a} \quad (\text{V.94})$$

$$I_{\Delta v} = \int \frac{g_L}{g_v} \frac{1}{b^2} dA \quad (\text{V.95})$$

et où g_v est la flottabilité caractéristique de vortex et α_{rT} sont l'excès de la quantité de mouvement la région gaussienne avant la transition et l'angle par rapport

au courant ambiant de l'écoulement gaussienne, respectivement.

(Wood et al, 1993) présentent également une analyse de la situation générale dans laquelle l'effluent est déchargé à un angle arbitraire au courant ambiant. Pour la région de distribution gaussienne, équations (V.80), (V.81), (V.82), (V.83), (V.84), (V.85) sont toujours valables, après le remplacement $\cos\alpha_r$ avec $\cos\alpha_r \cos\sigma_r$, où σ_r est l'angle entre la projection de la vitesse U_{eg} dans le plan horizontal et le courant ambiant (figure V.16). Une équation supplémentaire pour la trajectoire doit être introduite, car l'écoulement sera en trois dimensions :

$$\frac{dz}{ds} = \frac{U_{eg} \cos\alpha_r \sin\sigma_r}{U_a \cos\alpha_r \cos\sigma_r + U_{eg}} \quad (V.96)$$

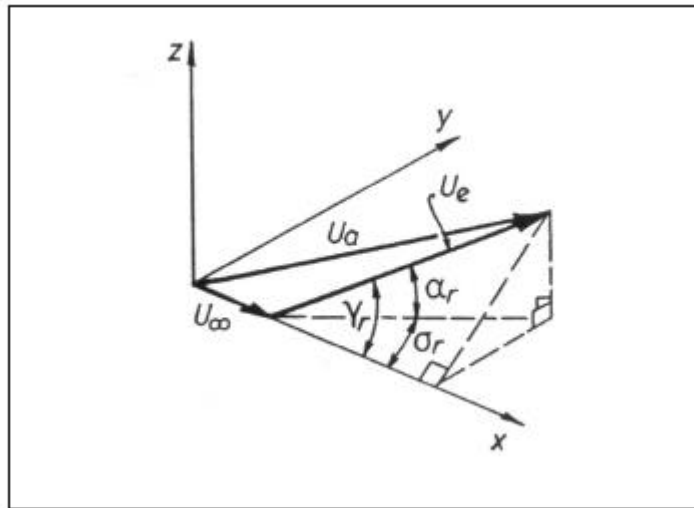


Figure V.16: variables pour le cas d'un débit de décharge à un angle arbitraire par rapport à l'écoulement ambiant. (Wood et al, 1993)

Pour la région d'écoulement vortex, l'équation de flux de la quantité de mouvement (V.88) est toujours valable après le remplacement $\sin\alpha_r$ et $\sin\alpha_{rT}$ avec $\sin\gamma_r$ et $\sin\gamma_{rT}$, respectivement, avec γ_r l'angle entre la vitesse relative et le courant ambiant; l'équation de propagation reste inchangée, et les équations de trajectoire (V.90) et (V.91) -maintenant dy/dt - sont également valables, en changeant seulement $\cos\alpha_r$ par $\cos\alpha_r \cos\sigma_r$. Encore une fois, une nouvelle équation doit être introduite pour tenir compte de la tridimensionnalité de l'écoulement :

$$\frac{dz}{ds} = U_{ev} \cos\alpha_r \sin\sigma_r \quad (V.97)$$

Les caractéristiques finales des décharges dépendent de la combinaison des effets à la fois du champ de courant et la stratification du plan d'eau. La figure V.17 représente d'écoulement d'un jet flottant dans un fluide stratifié ; l'écoulement dans V.17a correspond à un champ stratifié stagnant. La principale hypothèse dans ce cas est que au-dessus du niveau d'équilibre du flux ascendant est entouré par un champ d'effluents écoule de la dilution similaire à celle sur l'axe du panache.

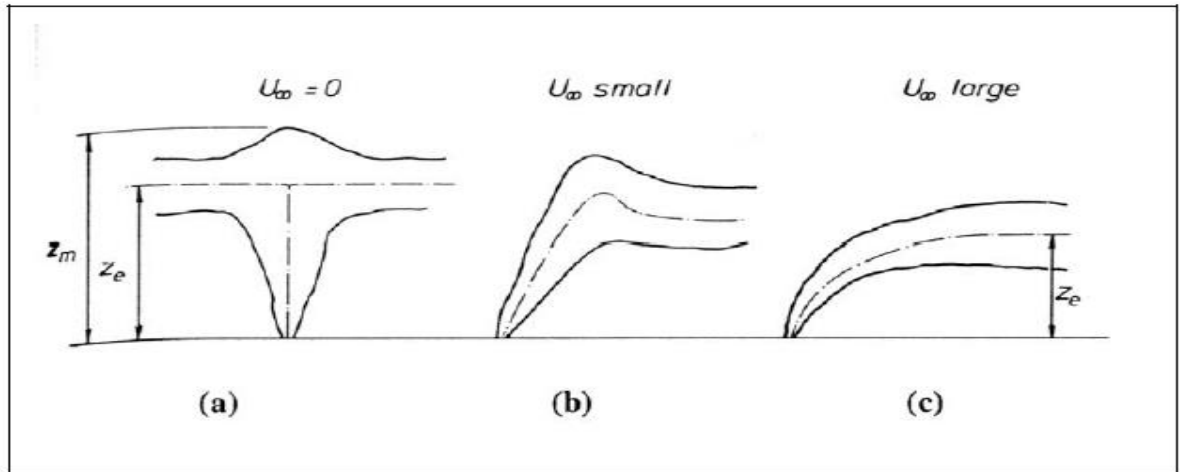


Figure V.17: Modèles d'écoulement pour un jet flottant dans un courant stratifié. (Wood et al, 1993)

(Fischer et al, 1979) présentent un ensemble de solutions asymptotiques pour la trajectoire et la dilution, pour les jets flottants dans un fluide non stratifié en mouvement, en remplaçant la distance horizontale dans les équations de trajectoire avec un nouveau paramètre λ , définie comme la longueur horizontale d'onde de l'oscillations verticale de mouvement du panache qui sont soutenus par la stratification de densité,

$$\lambda = \frac{U_a}{N^2/2} \quad (\text{V.98})$$

Avec des estimations de la hauteur maximale d'élévation du jet, en fonction l'influence de la poussée d'Archimède et le courant ambiant.

V.2.3 Zone de mélange : champ proche, champ lointain, zone d'établissement de l'écoulement :

Les mécanismes qui régissent le mélange d'une décharge d'un émissaire marin ne sont pas de la même durant tout le processus de dispersion, mais varient en fonction de la distance à la source. Basé sur ce fait, la plupart des chercheurs divisent le processus de dispersion des rejets en deux phases principales, à savoir le champ proche et champ lointain, selon les mécanismes physiques qui dominent le processus de mélange. Certains auteurs (par exemple, (Koh et Brooks, 1975) et (Fischer et al, 1979) préfèrent ajouter une troisième phase qu'ils appellent la zone d'établissement de l'écoulement (de déchets) entre les deux premiers, et le définir comme une zone de transition où la décharge abandonne le champ proche et entre dans le champ lointain.

(Roberts, 1979) décrit le processus de dispersion comme existant en trois phases distinctes: d'abord, il ya une phase de dilution initiale, dans laquelle la flottabilité et la quantité de mouvement de la décharge et de l'effet du courant local dans un mélange rapide et la dilution de l'effluent avec l'eau ambiante. La deuxième est une phase constituée de l'étalement horizontal et vertical des déchets après avoir atteint sa hauteur terminale de hausse, ce qui peut être en dessous de la surface de l'eau si la stratification de l'eau est assez forte. La dernière phase du transport des effluents se compose de diffusion turbulente dynamique passive et advection par les courants océaniques (figure V.18).

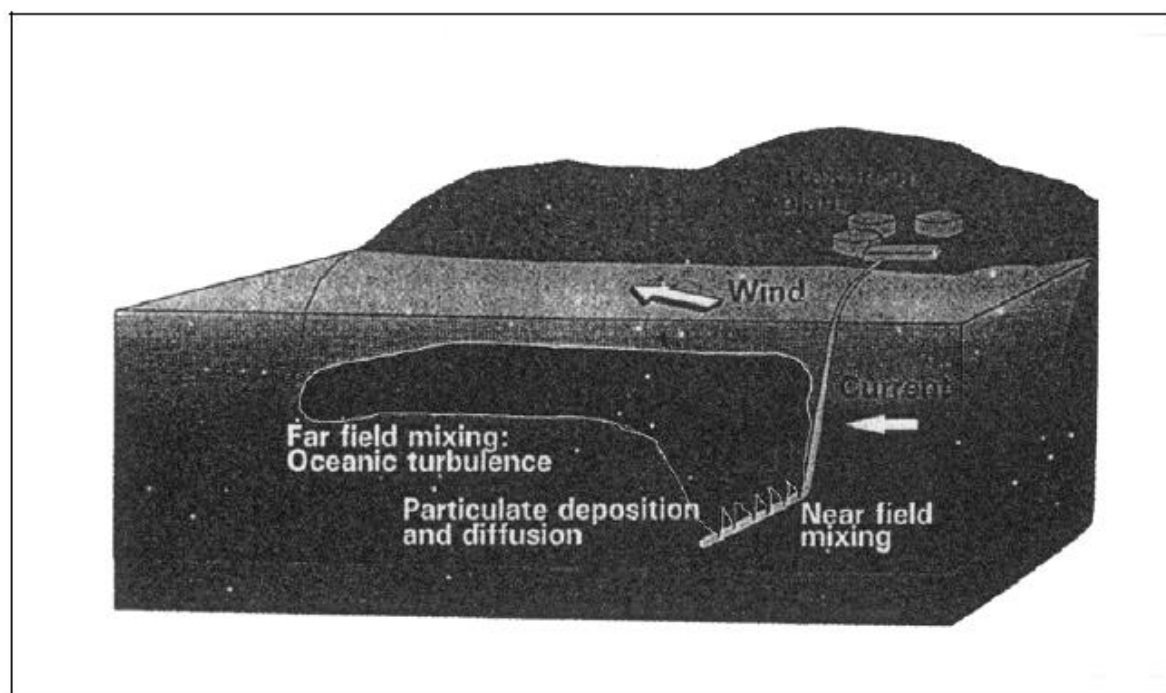


Figure V .18: Comportement typique des polluants rejetés à partir d'un émissaire marin (Roberts, 1994).

Le champ proche

Le champ proche, ou une zone de mélange initial, est définie comme la région dans le voisinage du point où le mélange du polluant est effectué par la flottabilité et de flux de quantité de mouvement à la source de décharge, et par leur interaction avec le courant ambiant. Pour le cas particulier d'un émissaire marin, le comportement de la décharge dans cette région est fortement affecté par sa conception, et est donc pas soumis à des normes de qualité de l'eau (Tsanis et Valeo, 1997). L'échelle spatiale du champ proche est de l'ordre de 10 m, avec des échelles de temps de l'ordre de quelques minutes à une heure (Jirka et Lee, 1994), et de la dilution de l'effluent à la fin de cette région est appelée dilution initiale.

Dans le champ proche, la décharge se comporte comme un jet dynamique turbulent, à savoir, un jet submergé avec une flottabilité initiale que continue de le conduire vers le haut et tend à rendre la colonne d'écoulement similaire à celle d'un panache pur.

Cette région est habituellement traitée à l'aide de formules empiriques simples comme ceux trouvés par (Cederwall, 1968), (Abraham, 1963) et d'autres, ou au moyen de solutions directes aux équations intégrales de transport basée sur les idées de (Morton et al, 1956) ou de (Fan et Brooks ,1969), et largement développée dans (Fischer et al, 1979).

En général, l'analyse des propriétés de champ proche (et, en particulier, le comportement du panache ou jet) peut être réalisé en définissant les variables dynamiques importants de la décharge à l'aide du diffuseur plus pertinentes et les paramètres océanographiques. Les premiers sont la vitesse du jet w_0 , le diamètre d_p et l'espacement p_s de port et la différence de densité entre l'effluent et l'eau de mer $\Delta\rho$, alors que ceux-ci sont la température ambiante vitesse ambiante U_a , et sa direction par rapport au diffuseur θ_d , et la

densité de stratification. Les variables dynamiques sont (Jirka et Doneker, 1991) le flux cinématique de la quantité de mouvement $M = w_0 Q$, le flux cinématique de la flottabilité $B = g_0 Q$ et, dans une moindre mesure, le débit de rejet, ou le flux volumique, Q .

Une analyse dimensionnelle de ces trois flux conduit à la définition de sept échelles de longueur (Jirka et Doneker, 1991) et (Fischer et al, 1979), qui décrit le comportement de la décharge :

$$l_Q = \frac{Q}{M^{1/2}} \quad l_M = \frac{M^{3/4}}{B^{1/2}} \quad l_m = \frac{M^{1/2}}{U_a} \quad (\text{V.99a-c})$$

$$l_B = \frac{B}{U_a^2} \quad l_T = \frac{M^{2/3}}{(B U_a)^{2/3}} \quad (\text{V.99d-e})$$

$$l'_m = \frac{M^{1/4}}{N^{3/4}} \quad l'_B = \frac{B^{1/4}}{N^{3/8}} \quad (\text{V.99f-g})$$

Où N est défini dans l'équation (V.42).

L'équation (V.99a) définit l'échelle de longueur de décharge, qui est une mesure de la taille du jet initial et la longueur de son établissement. L_m est une mesure de la distance à laquelle le comportement du jet déchargé devient plume dans un environnement stagnant (jet / panache échelle de longueur de transition), tandis que l_m mesure la distance de la source au-delà de laquelle le jet devient fortement déviée par l'écoulement ; dans le cas d'un écoulement dans le même sens que le jet. L'équation (V.99d) définit l'échelle de longueur de transition de panache/ l'écoulement, qui est la distance verticale du panache à augmenter (ou diminuer) avant son advection par l'écoulement. L'échelle de longueur l_T mesure la transition entre les phases qui sont influencés par la quantité de mouvement ou de flottabilité. Les deux dernières échelles de longueur, l'_m et l'_b sont une mesure de la distance à laquelle un jet ou un panache, respectivement, sont touchés par la stratification (dans une stagnation ambiante, linéairement stratifié), conduisant au piégeage des polluants et la propagation horizontale des flux.

5.2.3.2 La zone d'établissement d'écoulement :

La zone de l'établissement d'écoulement (des déchets) est la région intermédiaire entre le champ proche et champ lointain, et se caractérise par le passage de l'écoulement vertical du panache à un mouvement de propagation horizontale générée par l'effondrement gravitationnel du nuage de polluants; la structure de l'écoulement dans cette région est donc dominé par les mouvements horizontaux et possible d'un cisaillement interfaciale au pycnoclines.

Même si cette phase de transition n'a pas encore été bien décrite dans la littérature, et est généralement négligée dans le développement de modèles de transport numériques, il est possible de déterminer certaines propriétés La zone de l'établissement d'écoulement (des déchets) qui peut ensuite être utilisé comme conditions initiales pour la modélisation de champ lointain. Selon (Roberts, 1994) les plus importantes caractéristiques de la zone de

l'établissement d'écoulement (des déchets sont la hauteur de montée z_t , la hauteur z_e à la dilution initiale minimale , l'épaisseur h_e et la dilution minimale initiale s_0 , bien que d'autres variables sont également nécessaires pour permettre le couplage à un modèle champ lointain, tel que la largeur rejet $t b_e$, la longueur de la zone de mélange initial L_i , et la variation spatiale de la concentration du polluant $C(y, z)$ par rapport à un plan vertical à la fin de la région d'établissement d'écoulement (figure.V.19).

La hauteur terminale de la montée d'un jet flottant dans milieu stagné linéairement stratifié a été donné avant -équation (V.44), de (Fischer et al, 1979), la vitesse du courant ambiant et la direction peuvent varier de manière significative sur la profondeur, en particulier dans des conditions stratifiées lorsque les vagues internes peuvent être présents. Où les mêmes également donnent une estimation de l'épaisseur de la zone de décharge (des déchets) :

$$h = z_t \left[\frac{Q S_a / U_a b_e z_t}{1 + Q S_a / U_a b_e z_t} \right] \quad (5.100)$$

où, dans le cas d'une température ambiante uniforme,

$$S_a = 0.54 \left(\frac{(g'_0 q)^{1/3} z_t}{q} \right) \quad (5.101)$$

$$b_e = C_b (g'_0 q)^{1/3} \frac{L_d}{u_a} \quad (5.102)$$

$$\begin{cases} S_{aw} = \frac{0.38 (g'_0)^{1/3} z_t}{q} & \text{courant parallèle} \\ S_{aw} = S_a \left(1 + \frac{Q S_a}{u_a b_e z_t} \right) & \text{courant perpendiculaire} \end{cases} \quad (5.103)$$

Avec $C_b = 1, 2$, et S_{aw} la dilution moyenne dans la zone de rejet (de déchet). Pour un environnement stratifié, les effets de blocage par submersion de la zone des déchets sur le panache montant doivent être pris en compte, et les équations suivantes sont données:

$$b = C_{b'} (N q^2)^{1/4} \frac{L_d}{u_a} \quad (V.104)$$

$$S_a = \sqrt{2} \left(0.31 \frac{g'_0 z_t}{q^{2/3}} \right) \quad (V.105)$$

$$\begin{cases} S_{aw} = S_a - A \sqrt{\frac{A^2}{4} + S_a} + \frac{A^2}{2} \\ S_{aw} = S_a \left(1 + \frac{Q S_a}{u_a b_e z_t} \right) \end{cases} \quad (V.106)$$

$$A = \frac{S_a (Q / L_d)^{1/2}}{z_t 0.8 N^{1/4}} \quad (V.107)$$

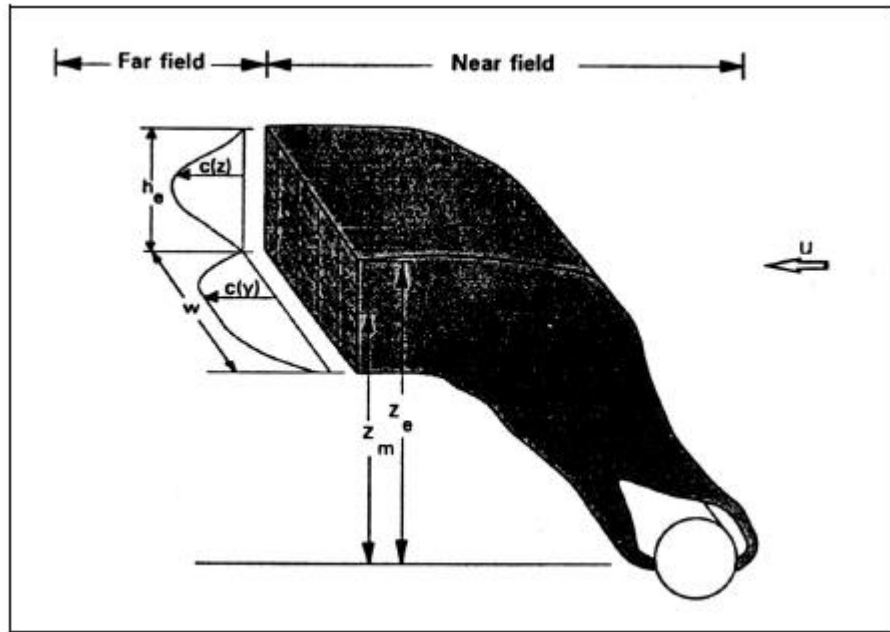


Figure V .19: Principaux paramètres caractéristiques de la zone d'établissement d'écoulement (des déchets). Ici, z_e , z_m et w se réfèrent à l'équilibre et la hauteur maximale de montée, respectivement, (z_e , z_m et dans le texte). (Roberts, 1994)

(Roberts et al , 1989) ont présenté les résultats d'une série d'expériences effectuées, ont défini trois nouvelles équivalentes échelles de longueurs , bien que maintenant les variables Q , M et B sont par unité de longueur de diffuseur en volume

$$\begin{aligned}
 l_{QR} &= \frac{Q_L^2}{M_L} \\
 l_{MR} &= \frac{M_L}{B_L^{2/3}} \\
 l_{BR} &= \frac{B_L^{1/3}}{N}
 \end{aligned}
 \tag{V.108a-c}$$

Ils ont réalisé leurs expériences dans la gamme $0 < Fr_0 < 100$, $0.078 \leq l_{MR}/l_{BR} \leq 0.5$ et $0.31 \leq p_s/l_{BR} \leq 1.92$, où $Fr_0 = U_a^3/\beta$ est un nombre de Froude et β est le flux de flottabilité par unité de longueur de diffuseur , qui selon eux, étaient des conditions typiques pour les émissaires réels de l'océan.

Ils ont proposé des équations pour la dilution minimum initiale, la dilution minimale à la fin de champ proche et la hauteur de montée dans un écoulement . Ils ont constaté que la dilution ne dépendait pas de courant lorsque le nombre de Froude était inférieur à 0.1 , mais fait augmenter avec la vitesse de courant pour un grand Fr_0 , et il était beaucoup plus important pour les courants perpendiculaires à l'émissaire que pour ceux qui sont parallèles. L'expression qu'ils ont donnée est

$$\frac{s_m Q_L N}{\beta^{2/3}} = \begin{cases} 0.97 & Fr_0 \leq 0.1 \\ 2.19 Fr_0^{1/6} - 0.52 & 0.1 \leq Fr_0 \leq 100 \end{cases} \quad (V.109)$$

Où N est la fréquence de Brunt-Väisälä ($N = (-g / \rho_0 \cdot \partial \rho / \partial z)^{1/2}$).

Lors du calcul de la hauteur terminale, l'épaisseur zone des déchets et de la hauteur du niveau de dilution minimale, ils ont d'abord observé que ces variables ne diffèrent pas significativement pour les courants à 90 ° et 45 ° par rapport à la direction de décharge, mais étaient supérieures pour les courants parallèles. Dans un environnement stagnant ils ont proposé

$$\frac{z_t}{l_{BR}} = 2.6 \quad ; \quad \frac{h_g}{l_{BR}} = 1.8 \quad ; \quad \frac{z_g}{l_{BR}} = 2.6 \quad (V.110)$$

Pour le cas, ligne de panache. Pour $0 < Fr_0 \leq 1$ (courant faible) à la fois la hauteur de la montée et de l'épaisseur augmentent légèrement, alors que pour $1 \leq Fr_0 \leq 100$ ont donné les expressions suivantes :

$$\frac{z_t}{l_{BR}} = 2.5 Fr_0^{-1/6} \quad ; \quad \frac{z_g}{l_{BR}} = 1.5 Fr_0^{-1/6} \quad (V.111)$$

Pour des courants perpendiculaires.

Ils ont également donné une expression pour calculer le taux d'étalement latéral dans le cas de courants parallèles qui est indépendant de la hauteur de montée

$$\frac{\beta_g}{L_d} = C_1 \frac{x}{L_d} Fr_0^{-1/3} \quad (V.112)$$

Avec L_d la longueur du diffuseur, et ils ont constaté que le taux de propagation était plus élevé en non stratifié ($C_1 = 1.2$) que dans les écoulements stratifiés ($C_1 = 0.70$). Pour des courants perpendiculaires, ils ont conclu que le taux d'étalement était

$$\frac{\beta_g}{L_d} = 1 + 0.17 \left(\frac{x}{l_{BR}} Fr_0^{-1/3} \right)^{1/2} \quad (V.113)$$

Mais ils ont fait remarquer que cette équation doit être utilisé avec précaution en raison de l'incertitude expérimentale de leurs données mesurées. Leur série de documents sur les émissaires de l'océan (Roberts et al, 1989a, b, c) constitue une analyse très exhaustive et complète de la formation et l'évolution des décharges submergées, y compris les effets induits par la conception des diffuseurs.

Le champ lointain

Le champ lointain (ou de la région de dispersion passive) est la dernière phase qui peut être distinguée dans le transport des rejets d'émissaires marins, et il est caractérisé par advection à partir des courants océaniques et de la diffusion ambiante passive. Alors que la circulation générale est le mécanisme qui régit le transport du polluant, son mélange avec l'eau ambiante est entraîné principalement par les processus turbulents océaniques. Selon

(Jirka et Lee, 1994), l'échelle spatiale du champ lointain est jusqu'à des dizaines de kilomètres, avec des échelles de temps allant de quelques heures à quelques jours.

Cependant, le détail d'un calcul de champ lointain peut varier considérablement d'un cas à l'autre, selon la complexité de l'environnement côtier, la disponibilité des données, et de la gravité du problème des polluants (Jirka et Lee, 1994). Ainsi, en présence d'un courant principalement le long du rivage, un effluent rejeté à une courte distance de la côte pourrait être amené vers le rivage par la diffusion latérale, nécessitant une modélisation plutôt précise pour prédire les effets possibles de la pollution à la rive. A titre d'exemple d'expressions dans le champ lointain appliquées, l'équation suivante, qui est dérivée de $SQ / U_a L_d z_t \leq 2$, est utilisée pour estimer la profondeur de la zone d'écoulement des déchets) dans un mouvement en eau stratifiée, par un diffuseur de ligne normale à un courant:

$$h = z_t \left[\frac{\left(\frac{QS}{U_a L_d z_t} \right)}{\left(1 + \frac{QS}{U_a L_d z_t} \right)} \right] \quad (\text{V.114})$$

Où z_t et S sont obtenues à partir des équations de champ proche correspondant (par exemple, les équations (V.49) et (V.48), respectivement).

V.2.4 CONCLUSIONS

Le comportement de tout rejet dans un plan d'eau dépend d'un grand nombre de facteurs, tels que la quantité de mouvement initiale, la flottabilité initiale de la décharge, la profondeur à laquelle la décharge se produit, la configuration des ports, la configuration de l'émissaire, l'orientation de la décharge par rapport aux courants ambiants, les profils de densité de milieu récepteur, etc. Tous ces éléments doivent être pris en compte lors de la conception des émissaires marins afin de minimiser l'impact environnemental de la décharge par une bonne dilution, et doivent également être considérés lors de l'élaboration de modèles numériques.

En outre, les paramètres de conception, telles que la profondeur de décharge et la séparation de port émissaire, entre autres, et les facteurs environnementaux, tels que les champs de courants prédominants et les gradients de densité, sont présentés à jouer un rôle important dans la dispersion et l'évolution ultérieure de la décharge. Ceux-ci sont responsables de la fusion des jets ou de plumes passant de ports séparés, par la déviation de l'écoulement individuels, qui sont des variables pertinentes dans le but d'estimer la trajectoire de rejet et sa dilution.

Enfin, et suivant la tendance principale dans la littérature, le processus de dispersion des polluants a été divisé en trois régions différentes, selon que les mécanismes de dispersion dominants sont clairement liés à la source de rejet (en champ proche) ou liés au milieu ambiant – milieu récepteur - (champ lointain), ou si elles sont liées à la fois la source et de

l'environnement récepteur (établissement de l'écoulement -des déchets- ou de la zone de transition).

V.2.5 Simulation des rejets de saumure de la station de Cap Djinet

Introduction

Les eaux de rejet d'une usine de dessalement ont une salinité de l'ordre du double de celle de l'eau de mer, ce qui les rend beaucoup plus denses. Lorsque ces eaux sont déversées en mer, elles s'enfoncent en raison de leur poids plus important et créent une couche dense et hypersaline qui s'achemine vers le fond. Lorsque le rejet déversé entre en contact avec le fond marin, il se forme une sortie hydraulique à la suite de laquelle la couche dense se déplace sous forme de courant de densité en suivant la bathymétrie du fond. Cette couche dense peut s'avérer préjudiciable pour les écosystèmes benthiques de la zone touchée. Il est donc nécessaire de trouver un système de rejet capable de diluer suffisamment les eaux de rejet afin de ne pas les affecter.

L'hydrodynamique-mouvement de l'eau en mer

- *Généralités*

L'évaluation de l'impact de rejets de substances polluantes en milieu marin, que ce soit en situation normale ou accidentelle est un enjeu essentiel de l'aménagement littoral. Les modèles hydrodynamiques permettent de simuler la dispersion de substances solubles avec des emprises et des résolutions de calcul très variables.

Permettent de calculer sur de longues échelles de temps (**plusieurs années**) et de larges échelles spatiales (plusieurs milliers de kilomètres) le déplacement et la dilution de substances chimiques en solution dans l'eau de mer. Un des intérêts majeurs de tels modèles est d'autoriser des comparaisons directes entre des concentrations de substances solubles obtenues par des simulations, avec des résultats de mesures in-situ, les données de terrain résultant généralement du transport des substances dans l'eau de mer sur des distances de plusieurs dizaines ou centaines de kilomètres, durant des semaines et des mois.

- *Climat maritime*

- À partir de l'information disponible concernant les vagues, seront définis, au moyen de méthodologies appropriées, les points relatifs au climat maritime des vagues en eaux profondes:
- Distribution sectorielle des vagues (secteurs de 22.5°) annuelle et par saisons.
 - Régimes moyens grandeur scalaire et directionnels.
 - Autres paramètres des vagues (période et dispersion directionnelle).
- L'analyse du climat maritime se base sur la détermination du régime moyen (fréquences de présentation sectorielle et régimes moyens directionnels) pour l'étude basique de dynamique littorale des différentes alternatives ainsi que pour déterminer les hauteurs de vagues ou les hauteurs morphologiques dans le but de préparer le chantier et la circulation.
- L'analyse de propagation s'est effectuée sur un important groupe de vagues de différents secteurs et à différentes périodes, considéré comme un contenu énergétique, dans le but d'observer l'emplacement, la répartition et l'intensité de la zone de

déferlement et constituant un facteur stimulateur fondamental dans le déplacement des sédiments.

3 Caractéristiques hydrodynamiques – mouvement de l'eau en mer

Les principales caractéristiques des variables qui définissent la houle (hauteur de vague, direction et période) et les variables qui définissent le vent (vitesse et direction) ainsi que la relation existante entre elles.

a- La houle

- La distribution sectorielle de la houle. Elle est réalisée à partir de la division des données en classes de direction et de hauteurs de vague. Sa longueur est proportionnelle à sa probabilité d'apparition. On peut ainsi observer visuellement quels sont les secteurs qui prédominent. La division en hauteurs de vague permet de déterminer quels sont les secteurs de plus grande énergie.
- La houle est une oscillation de la partie superficielle d'un plan d'eau, générée initialement par le vent. Elle se propage plus ou moins régulièrement jusqu' à l'approche des cotes où elle subit des modifications par réflexion, diffraction et déferlement, l'intérêt principal des études de houle, est surtout l'action de celle-ci sur le littoral.

Arrivant au voisinage de la cote, la houle par les mouvements oscillatoires des particules agitation. Donc un transport est possible,

- ✓ En période hivernal (Novembre à Février), les directions dominantes sont relevées dans les secteurs d'Ouest à Nord-Ouest.
- ✓ En période estivale (Avril Septembre) ce sont les houles d'Est de Nord-est qui sont de loin les plus fréquentes.

b- Les vents

Parmi les différents facteurs responsables de la dispersion des matières en suspension et de la contamination des mers, le vent occupe la place principale. En effet, le vent contribue énormément à la poussée de la matière en suspension vers la cote créant des zones où s'entassent différents objets d'usage domestique rendant la cote impropre aux loisirs.

Les vitesses des vents sont proportionnelles à la hauteur de vague. Il est important de rappeler que les vitesses obtenues sont oscillatoires, c'est-à-dire qu'elles ne produisent pas de mouvement net. De toute façon, ces vitesses sont très importantes pour la simulation du rejet et la dispersion de substances dans la mer, surtout en dehors de la zone de déferlantes.

❖ Observation

- La distribution sectorielle de la houle dans la zone de station est très semblable, pour l'été où les vagues se concentrent. En hiver et en automne, les vagues sont plus énergétiques que pendant le reste de l'année.
- La distribution du vent par saison est différente de la distribution annuelle. On note une fréquence relative plus importante en été alors qu'en automne et en hiver c'est la fréquence des directions qui augmente.
- Le flux généré par les vagues exerce une force sur les particules de sédiment du fond. Ces forces augmentent avec l'augmentation de l'intensité du flux. La condition critique du déclenchement du mouvement est la condition minimale pour qu'un sédiment déterminé commence à se déplacer.

c- Le courant

La méditerranée reçoit des fleuves qui y débouchent le tiers du volume d'eau qu'elle perd par évaporation, en conséquence, un courant de surface arrive de l'Océan Atlantique en passant par le détroit de Gibraltar.

La majeure partie de cette eau circule vers l'Est parallèlement à la cote Nord-Africaine mais perd de sa force au fur à mesure qu'elle pénétré plus vers l'Est,

A partir d'image satellitaire on estime que le courant Algérien est très instable et qu'il généré des tourbillons (50Km de diamètre) se déplaçant le long de la cote d'Ouest en Est.

d- La marée:

On sait qu'en méditerranée, d'une façon générale l'amplitude de marées est faible qu'elle peut être pratiquement considérée comme nulle. En effet, sur le littoral Algérien, l'amplitude de la marée est de l'ordre de 30cm, valeur trop faible pour crée un courant de marée.

5.2.5.2 Simulation de la dispersion des saumure de la station de cap djinet

Pour la simulation de la dispersion de rejets (tant pour d'éventuels rejets d'origine terrestre que pour l'effluent), le choix s'est arrêté sur le modèle CORMIX (Cornel Mixing Zone Expert System) « au niveau de la station de cap djinet ». Il s'agit d'un modèle servant à l'analyse, la prédiction et la conception de rejets de liquides contaminants ou non en milieux aquatiques. Il reproduit notamment la forme et la dispersion de l'effluent dans les environs de rejet (champ proche), bien qu'il soit également capable de simuler l'évolution du rejet sur à longues distances. Le système CORMIX constitue un outil robuste et complet pour la prédiction des aspects qualitatifs (classification du flux) et quantitatifs (taux de dilution (dispersion), trajectoire de rejet) des processus hydrodynamiques de mélange résultant des diverses configurations de décharge dans tout type de milieux aquatiques, incluant les petits torrents, les grands fleuves, les lacs, les étangs, les estuaires et les zones côtières.

Le modèle a également été utilisé à simple déversement par une canalisation submergée dans un petit torrent, où les processus de mélange sont rapides, au système compliqué d'une installation avec diffuseur multiport dans des zones côtières de grandes profondeurs et à milieux stratifiés. Ce système est également valable pour des rejets à flottabilité négative, comme c'est le cas pour la saumure.

- *Description du modèle CORMIX.*

Pour les rivières de plus grandes dimensions, les lacs et le milieu marin, la modélisation à l'aide du logiciel CORMIX (*Cornell Mixing Expert System*) qui est le plus utilisé dans les études et les applications pratiques dans le domaine des rejet marins et principalement les rejet des saumures des usine de dessalement et recommandé par plusieurs auteurs dans la littérature . L'utilisation de ce logiciel suppose que l'on doit posséder préalablement des informations sur l'hydrodynamisme qui prévaut dans le domaine d'étude afin de connaître l'évolution longitudinale du panache de l'effluent dans le temps et dans l'espace.

Le calcul des objectifs environnementaux de rejet (OER) prévoit qu'il n'est pas nécessaire de respecter les critères de qualité de l'eau directement à la sortie de l'émissaire. Une zone de mélange située immédiatement en aval du point de rejet peut être tolérée

sans impact significatif sur le milieu récepteur en autant que l'étendue de cette zone soit limitée, que l'effluent ne présente pas de toxicité aiguë et que les critères de toxicité chronique des contaminants rejetés soient respectés à la limite de la zone de mélange réglementaire.

Cette zone permet de diluer l'effluent dans une partie du milieu récepteur et le calcul des OER fait par conséquent intervenir un facteur de dilution correspondant au rapport du débit de l'effluent avec celui du milieu récepteur qui contribue à sa dilution.

CORMIX est un modèle de type stationnaire qui fait partie de la catégorie des modèles *échelles de longueurs*. Ces modèles mesurent l'influence relative du débit de l'effluent, de sa quantité de mouvement (débit \times vitesse des eaux usées), de sa flottabilité et de la vitesse moyenne du courant du milieu récepteur sur la dispersion de l'effluent dans celui-ci.

Le modèle CORMIX a été développé à l'université Cornell entre les années 1985 et 1995 (Kim et Craig, 2001). C'est un logiciel qui contient différents modules qui peuvent être utilisés pour l'analyse de la zone de mélange d'un effluent dans différents types de milieux récepteurs. Le modèle met l'emphase sur la prédiction de la géométrie de la zone de mélange et des dilutions à l'intérieur de celle-ci. Ce modèle a été développé pour représenter la dispersion des substances dissoutes contenues dans un effluent.

Le modèle CORMIX fournit une façon efficace de représenter en trois dimensions les processus de mélange et de transport d'un effluent dans différents types de milieux récepteurs avec un haut niveau de détail. Les équations du modèle sont basées sur l'analyse géométrique de l'effluent depuis son point de décharge puis de son panache en aval immédiat (*near field*) et en zone éloignée (*far field*). Chacune de ces zones sont traditionnellement modélisées en utilisant des équations intégrales. Le modèle compte sur des auto-similarités pour réduire des équations tridimensionnelles en équations unidimensionnelles. Il résout alors la trajectoire tridimensionnelle et la concentration maximale au centre du panache en utilisant des équations intégrales unidimensionnelles (Socolofsky et Jirka, 2004).

Pour représenter la zone de mélange, le modèle CORMIX a recours à des modules qui utilisent une distribution gaussienne (cloche) des concentrations latéralement. Ils calculent une concentration maximale au centre du panache et donc une dilution minimale à cet endroit. On utilise l'appellation *hydrodynamic centerline dilution* pour désigner cette zone de dilution minimale figure ci-dessous (figure V.20).

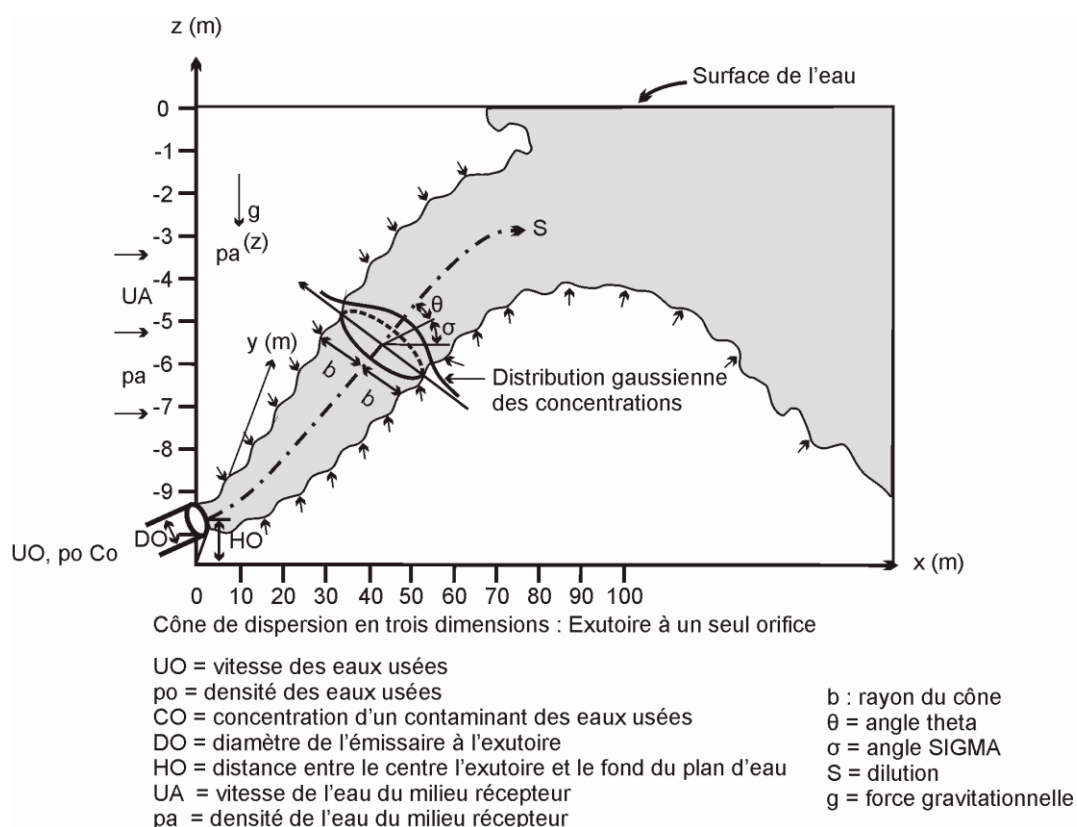


Figure V .20: Distribution gaussienne des concentrations (Doneker et Jirka, 2007).

Il comporte trois sous-systèmes qui permettent de tenir compte de la spécificité des ouvrages utilisés pour l'évacuation des eaux usées dans le milieu aquatique et de la position de l'exutoire par rapport à la rive la plus proche.

- **CORMIX1** : Émissaire avec un exutoire composé d'un seul orifice et submergé en permanence ou situé au-dessus de la surface de l'eau et éloigné de la rive la plus proche (figure V.21)

- **CORMIX 2** : Émissaire avec un exutoire doté d'au moins trois ouvertures réalisées sur le corps du diffuseur et submergé en permanence. (figure V.22) ,(figure V.23) et (figure V.24).

- **CORMIX 3** : Émissaire avec un exutoire composé d'un seul orifice dont les eaux usées s'écoulent sur le littoral ou se rejettent en rive.

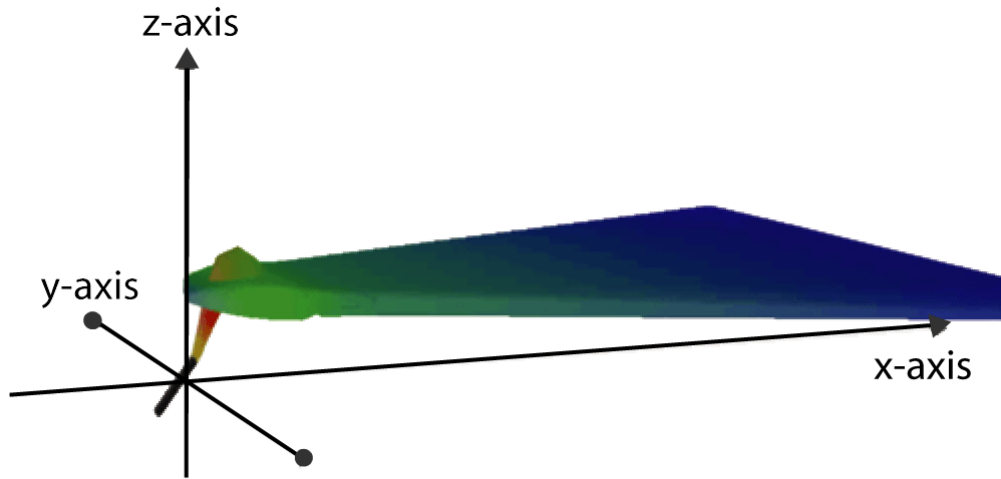


Figure V .21: Panache d'une décharge sous-marine (un seul orifice) (Doneker et Jirka, 2007)

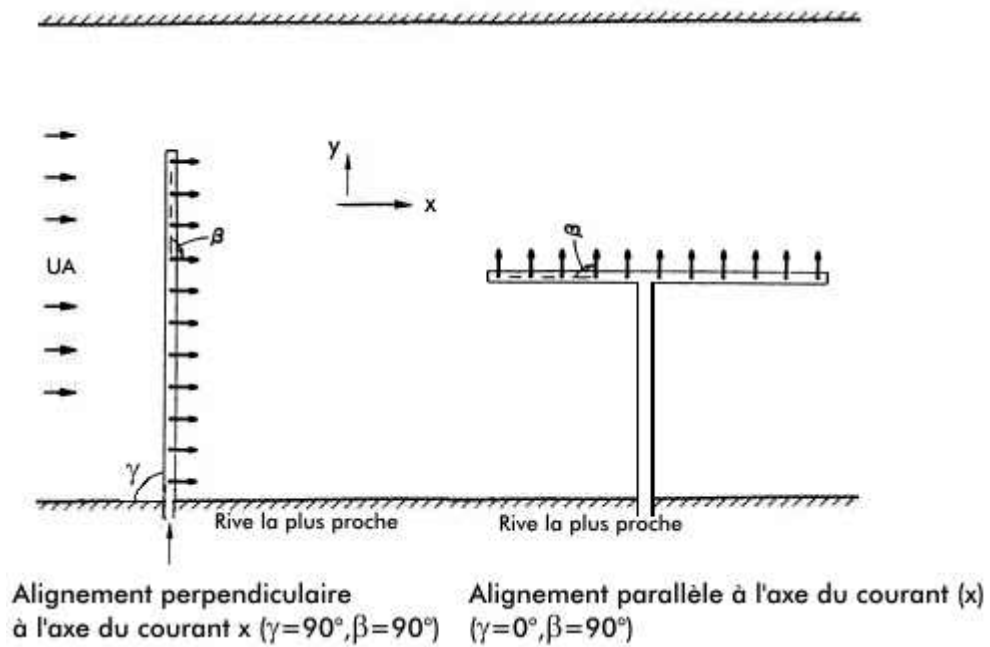


Figure V .22: Alignement du diffuseur (Doneker et Jirka, 2007).

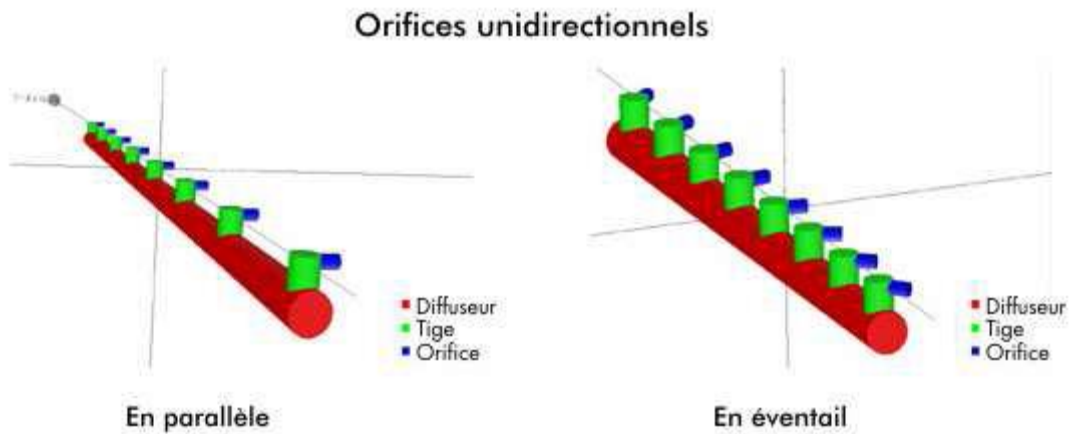


Figure V .23: Alignement des orifices (Doneker et Jirka, 2007).

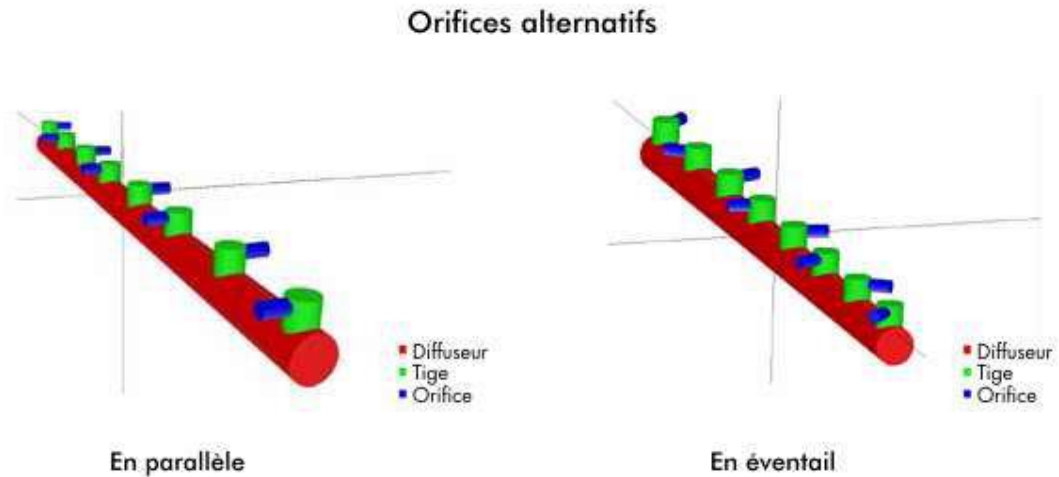


Figure V .24: Alignement des orifices (Doneker et Jirka, 2007).

- *Equation d'état de l'eau de mer*

Densité et viscosité de l'eau de mer:

La propriété la plus importante de la saumure du point de vue hydrodynamique est la masse volumique et la différence de densité pour les eaux réceptrices, en raison des différences de densité influencent fortement les processus de mélange et de dispersion. La densité de l'eau de mer, de la saumure ou d'eau douce est elle-même fonction de la salinité, de la température et de la pression. L'influence de la pression est négligée, en supposant que les applications déjà en dehors de l'usine de dessalement sous des pressions atmosphériques normales.

Ils existent différentes formules pour le calcul de la densité données dans la littérature (par exemple, des documents techniques. UNESCO) et en ligne (par exemple. www.csgnetwork.com/h2odenscalc, www.phys.ocean.dal.ca/~kelley/seawater/density.html).

Depuis l'UNESCO utilise des équations différentes pour différentes gammes de températures et de salinité ($Sal = 0 - 42$ ppt, $T = -2 - 40$ °C, $p = 1$ atm, UNESCO (1981) et

$Sal = 42 - 50$ ppt, $T = 10 - 35$ °C, $p = 1$ atm, UNESCO (1991), l'équation d'El-Dessouky et Ettouny (2002) ont été choisis, couvrant une gamme importante de salinités (0 à 160 ppt) et températures (10 à 180 °C) avec une seule équation. (figures V.26 et V.27)

Le calcul de la densité est basé sur la relation d' El-Dessouky et Ettouny (2002) et elle est valable pour des salinités entre 0 à 160 ppt et des températures entre 10 à 180 °C à des pressions $p = 1$ atm. (Bleninger et Jirka, 2010)

La corrélation de la densité est donnée par:

$$\rho = (A_1F_1 + A_2F_2 + A_3F_3 + A_4F_4) \cdot 10^3 \quad [\text{kg/m}^3]$$

où :

$$\begin{array}{lll} F_1 = 0.5 & G_1 = 0.5 & A_1 = 4.032219G_1 + 0.115313G_2 + 3.26 \cdot 10^{-4}G_3 \\ F_2 = A & G_2 = B & A_2 = -0.108199G_1 + 1.571 \cdot 10^{-3}G_2 - 4.23 \cdot 10^{-4}G_3 \\ F_3 = 2A^2 - 1 & G_3 = 2B^2 - 1 & A_3 = -0.012247G_1 + 1.74 \cdot 10^{-3}G_2 - 9.0 \cdot 10^{-6}G_3 \\ F_4 = 4A^3 - 3A & & A_4 = 6.92 \cdot 10^{-4}G_1 - 8.7 \cdot 10^{-5}G_2 - 5.3 \cdot 10^{-5}G_3 \end{array}$$

$$A = (2T-200)/160 \quad B = (2Sal-150)/150 \quad \text{avec } T \text{ en } ^\circ\text{C} \text{ et } Sal \text{ en ppt}$$

La corrélation de la viscosité dynamique de l'eau de mer est donnée par :

$$\mu = \mu_W \cdot \mu_R \cdot 10^{-3} \quad [\text{kg}/(\text{ms})]$$

$$v = \mu/\rho$$

$$[\text{m}^2/\text{s}]$$

où :

$$\ln(\mu_W) = -3.79418 + 4.129/(139.18 + T)$$

$$\mu_R = 1 + A \cdot Sal + B \cdot Sal^2$$

$$A = 1.474 \cdot 10^{-3} + 1.5 \cdot 10^{-5} T - 3.927 \cdot 10^{-8} T^2$$

$$B = 1.0734 \cdot 10^{-5} - 8.5 \cdot 10^{-8} T + 2.23 \cdot 10^{-10} T^2$$

La figure ci-dessous (figure V.25) montre un fond d'écran du calculateur de densité, ce qui nécessite l'entrée de température et de salinité pour calculer la densité en utilisant les équations décrites ci-dessus.

SEAWATER DENSITY & VISCOSITY CALCULATOR

Please enter the values of salinity and temperature of the effluent or ambient water (p=1atm):

Salinity: Sal = ppt for ρ : $0 \leq Sal \leq 160$ ppt
for μ : $0 \leq Sal \leq 130$ ppt

Temperature: T = °C 10 ≤ T ≤ 180 °C

Density: ρ = kg/m³

Dynamic Viscosity: μ = *10⁻³ kg/m s

Kinematic Viscosity: v = *10⁻⁶ m²/s

SOURCE:
Dessouky, Ettouy (2002): Fundamentals of Sea Water Desalination (Appendix A: Thermodynamic Properties)

Figure V .25: Capture d'écran de calcul de la densité (téléchargement sous: www.brinedis.net.ms) (Bleninger, 2006) et (Bleninger et Jirka2010)

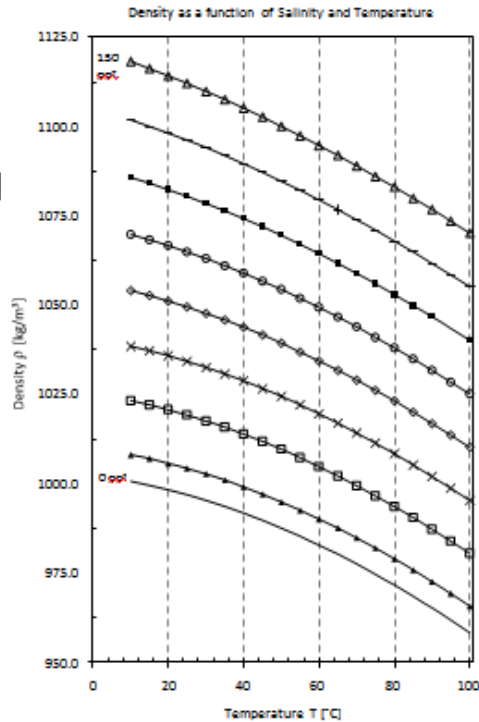


Figure V.25 : Abaque pour définir la densité d'effluent ou de l'eau de mer pour différentes salinités et températures (Bleninger et Jirka, 2010)

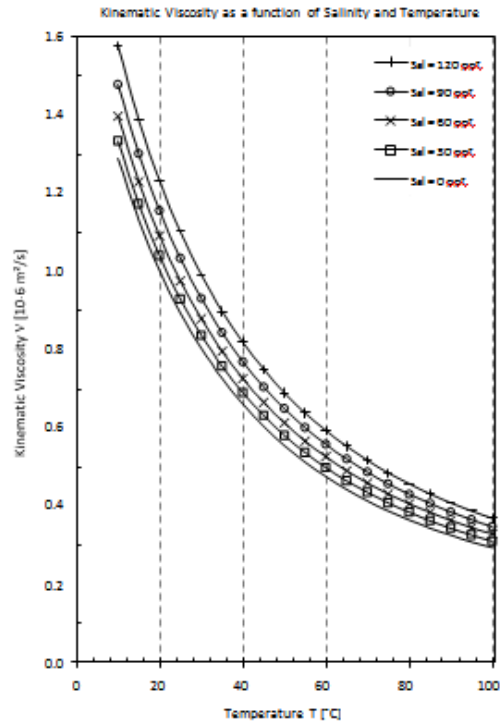


Figure V.26 : Abaque pour définir la viscosité des effluents ou l'eau de mer pour différentes salinités et températures (Bleninger et Jirka, 2010)

- *Paramètres de simulation*

Une série de paramètres communs à l'ensemble des scénarios a été établie afin de permettre de les comparer dans des situations similaires. Il s'agit des paramètres relatifs à l'eau de mer (tableau V.2), à la saumure (tableau V.3) et à l'émissaire (figures V.28 et V.29) et tableau V.2.

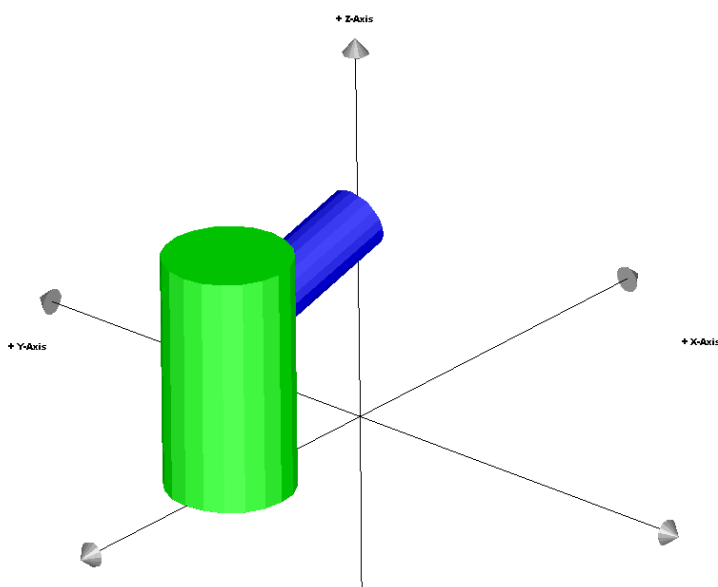


Figure V.27: Emissaire sans diffuseur (un seul point de rejet)

Tableau V .2: Paramètre de l'eau de mer

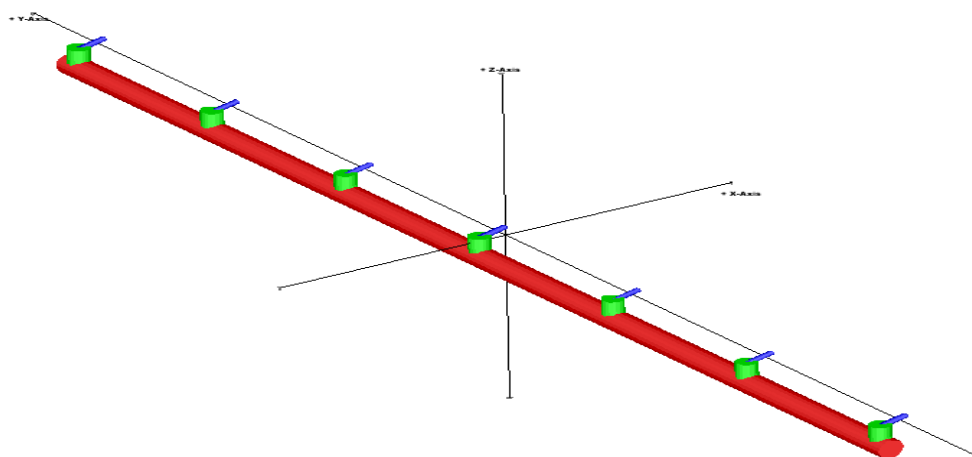
Salinité moyenne milieu récepteur³	35,66psu
Densité milieu récepteur	1025,58 kg/m ³
Coefficient de manning⁴	0,02
Courant	0,02- 0,2 m/s
Vent	2-8 m/s

Tableau V .3: Paramètres de l'effluent

Salinité (psu)	67,07 psu
Densité (kg/m³)	1049,56 kg/m ³
Limite de tolérance (psu)	38,5 psu
Accroissement de salinité (psu)	30,27 psu
Débit	1,444 m ³ /s

³valeurs à conserver, étant donné qu'elle est la plus importante obtenue durant la campagne effectuée dans la zone et qu'elle concorde avec la bibliographie consultée.

⁴valeurs de rugosité standard pour des espaces à transversale uniforme, à alignement régulier, avec peu de cailloux, une végétation rare et situés sur terre franche argileuse.

**Figure V .28:** Emissaire équipé d'un diffuseur (plusieurs points de rejet)**Tableau V .4:** Données concernant l'émissaire

Distance jusqu'à la cote de tronçon diffuseur	500 m
Profondeur de rejet	7 m
Diffuseurs	40 ud
Longueur tronçon diffuseur	100 m
Distance entre diffuseur	2,5 m
Hauteur diffuseur	0.8 m
Diamètre diffuseur	0,10 m
Vitesse rejet	4,6 m/s
Angle de rejet	60°

Conception de rejets étudiées :

En se basant sur un rejet à 7 mètres de profondeur par le biais de l'émissaire, différentes configurations du rejet ont été évaluées, en prenant comme variables le nombre d'ouvertures, leur diamètre, la longueur du tronçon diffuseur, l'angle de rejet et vitesse du vent et courant.

Le rejet à cette profondeur a été envisagé comme un compromis entre le besoin de minimiser la longueur de l'émissaire et l'impossibilité de situer la structure du rejet en-dessous de la profondeur de fermeture, située à moins -7 mètres. Situer le tronçon diffuseur au-dessus de cette profondeur pourrait être préjudiciable à la structure du rejet.(figures V.30 et V.31)

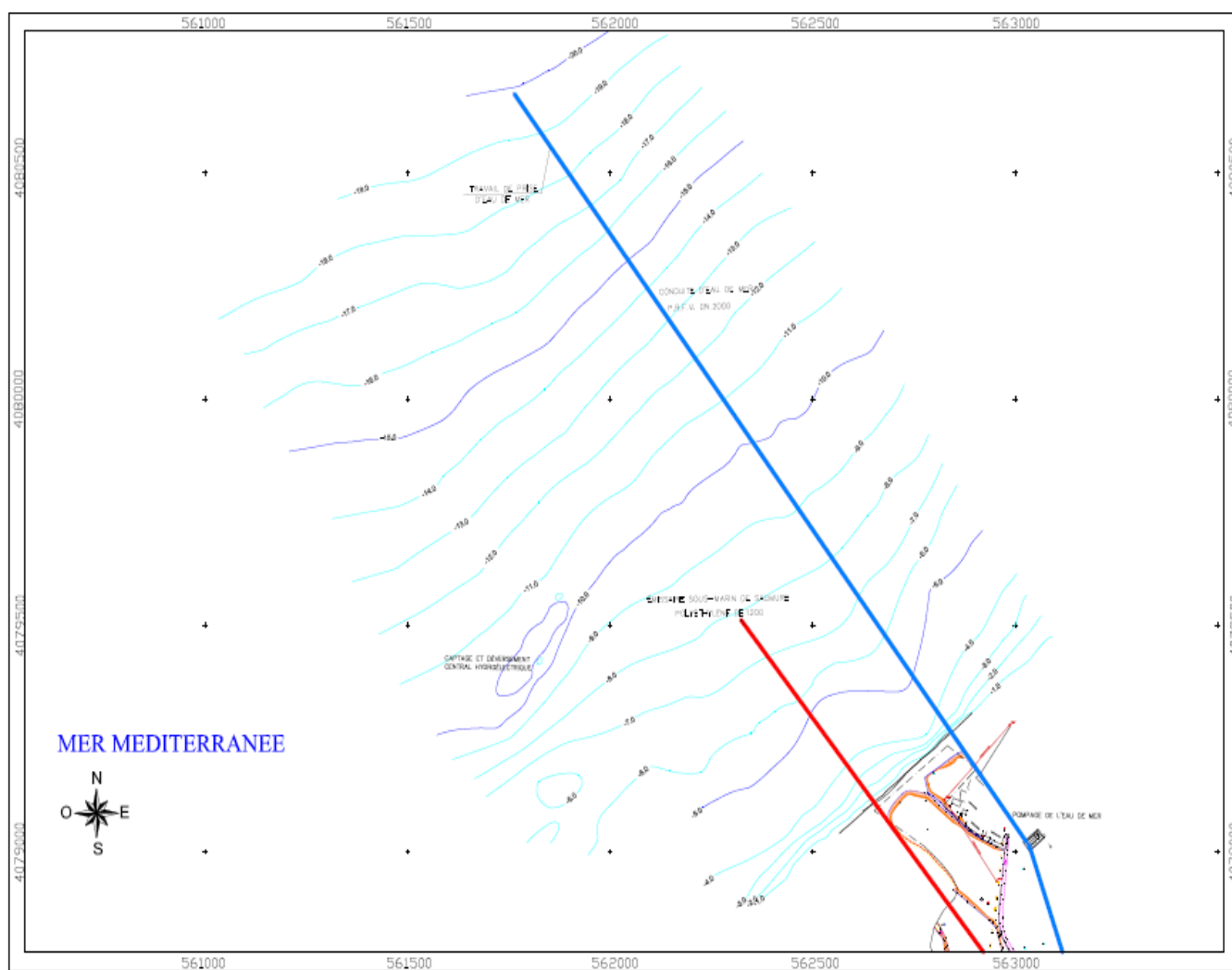
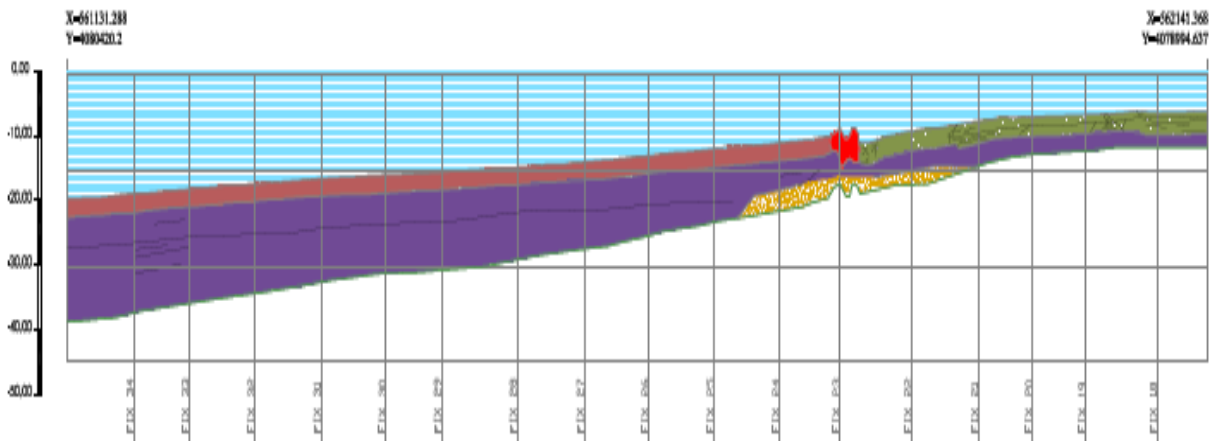
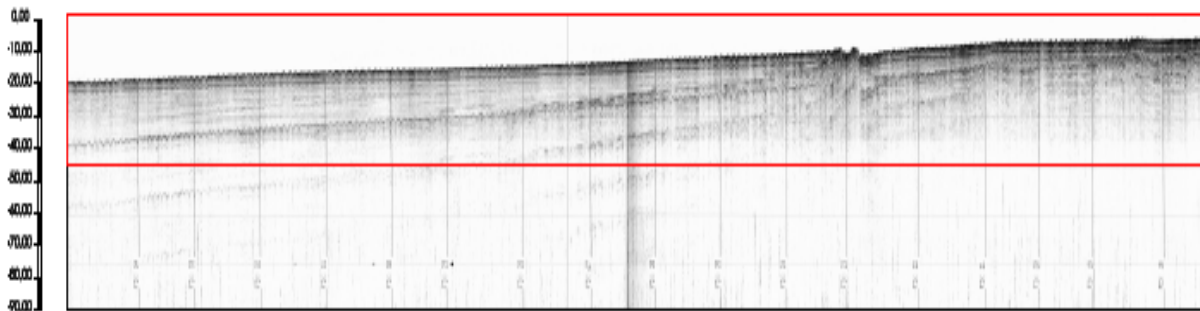
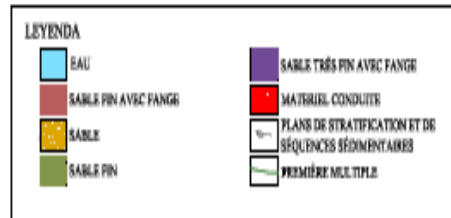


Figure V .29: Plan de la conduite de rejet et de captage (Operations & Maintenance Manuel, 2007 CDJ)



0 100 200 300 400
ÉCHELLE GRAPHIQUE



0 100 200 300 400
ÉCHELLE GRAPHIQUE

PROFIL 3

Figure V .30: Profil en long de la zone de rejet (Operations & Maintenance Manuel, 2007 CDJ)

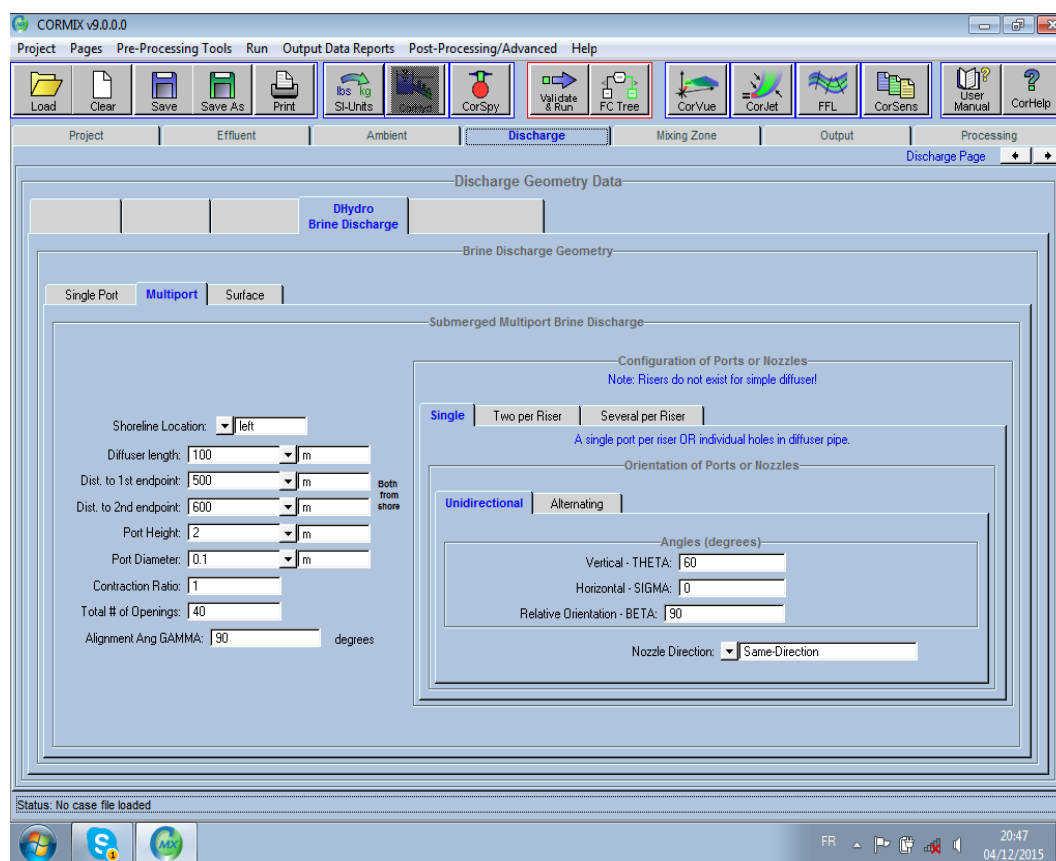


Figure V .31: Interface de CORMIX

- **Résultats de simulation**

a) différents scénarios avec la configuration et la conception projetées du système de rejet (diffuseur)/

des simulations ont été effectuées pour des éventuels scénarios possibles et critiques et qui dépendent des paramètres du milieu marin qui sont très variables (même aléatoires) (la vitesse et direction du vent et du courant marin), ainsi que des paramètres de rejet qui peuvent avoir une variation accidentelle ou volontaire (nombre d'ouverture de rejet ,les angles d'orientation de rejet ,vitesse de rejet ,....).

Tableau V .5: Le tableau suivant présente les dilutions obtenues avec une variation du nombre du diamètre d'ouvertures pour le cas de plus faible vitesse de vent et courant

Courant (m/s)	Vent (m/s)	Ø ouvertures (m)	N° ouvertures	Vitesse rejets (m/s)	Variation de la Salinité (psu)	Hauteur Maximal rejet (m)
0.02	2	0.10	35	5.1	1.1	5.5
0.02	2	0.10	40	4.5	1.3	4.9
0.02	2	0.10	45	4.0	1.4	4.5
0.02	2	0.12	15	8.3	0.8	9.1
0.02	2	0.12	20	6.3	1.1	7.0
0.02	2	0.12	25	5.0	1.3	5.8
0.02	2	0.12	30	4.2	1.5	5.0
0.02	2	0.15	10	8.0	1.0	9.7
0.02	2	0.15	15	5.3	1.4	6.8
0.02	2	0.15	20	4.0	1.8	5.3
0.02	2	0.15	25	2.7	2.6	3.9

L'angle de déversement proposé est de 60° par rapport à la verticale, afin que le rejet hyperdense décrive la trajectoire parabolique la plus longue possible et augmente ainsi la dilution avant qu'il ne touche le fond marin. Des essais à méso échelle ont montré que la longueur de la parabole décrite par l'effluent atteint son maximum pour les rejets avec un angle de sortie compris entre 60 et 65° par rapport au plan horizontal.

Tableau V .6: Le tableau résume les résultats obtenus pour les différentes conditions environnementales considérées pour le diffuseur projeté :

Courants (m/s)	Vents (m/s)	Hauteur PANACHE (m)	Dilution initiale	Dist . Point de rejet (m)	Variation de salinité (psu)	Salinité finale (psu)
0.02	2	4.9	1 :23.6	7.4	1.28	36.94
0.08	4	4.5	1 :46.3	11.4	0.65	36.33
0.14	6	4.0	1 :58.2	16.5	0.52	36.13
0.20	8	3.7	1 :70.0	19.9	0.43	36.09
0.50	12	2.7	1 :84.0	30.3	0.36	36.02

Les résultats obtenus (tableaux V.5 et V.6) montrent que cette configuration du rejet permet d'obtenir les dilutions nécessaires afin que la salinité ne dépasse pas les 38.5 g/l dans la zone située à proximité du rejet. Sont présentées ci-dessous des figures représentant le comportement du rejet en champ proche, où l'on observe le comportement parabolique du panache de rejet avant d'adhérer au fond en formant une couche hyperdense et hyper saline ainsi que l'accroissement de salinité du milieu récepteur.

Les figures (V.34),(V.35) et (V.36) représentent l'axe du panache ainsi que ses limites. L'axe du panache est celui où la dilution du rejet est la moins importante. C'est cette dilution qui est prise en compte au moment de l'évaluation des impacts.

La distribution des concentrations dans le panache de rejet correspond à un profil de distribution gaussienne. Si l'on effectuait une «coupe» transversale du panache, perpendiculaire au sens dans lequel il avance, les concentrations de distribueraiet de la façon suivante :

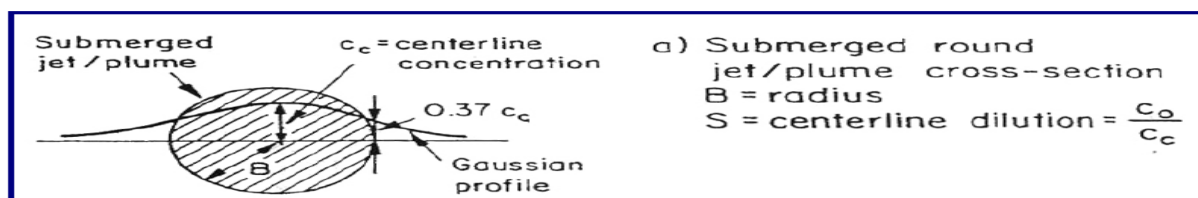


Figure V .32: schéma de la distribution des concentrations sur les différents points du panache de rejet. (Doneker et Jirka, 2007)

Le point central (correspondant à l'axe du panache) présente une concentration maximale (avec une dilution minimale) et, à mesure que nous nous éloignons de ce point central, la concentration diminue en fonction de la distribution gaussienne.

La limite du panache représentée sur les graphiques suivants se compose des points où la concentration atteint 37% de celle existante au centre du panache, comme le montre la figure précédente (figure V.33).

La distance représentée est celle parcourue par le rejet perpendiculairement au tracé du tronçon diffuseur. Il s'agit de la distance effectuée par l'effluent depuis le point de rejet.

L'augmentation de salinité représentée sur les graphiques correspond à l'axe du panache selon que ce dernier s'éloigne du point de rejet.

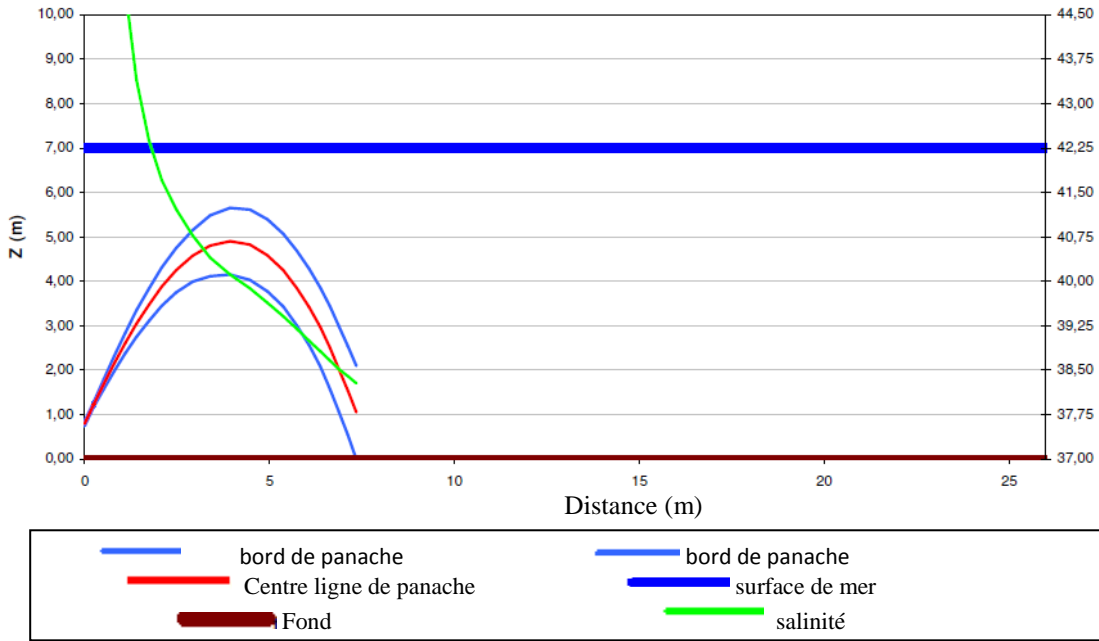


Figure V .33: Condition de simulation (courant 0.02 m/s et vent 2 m/s)

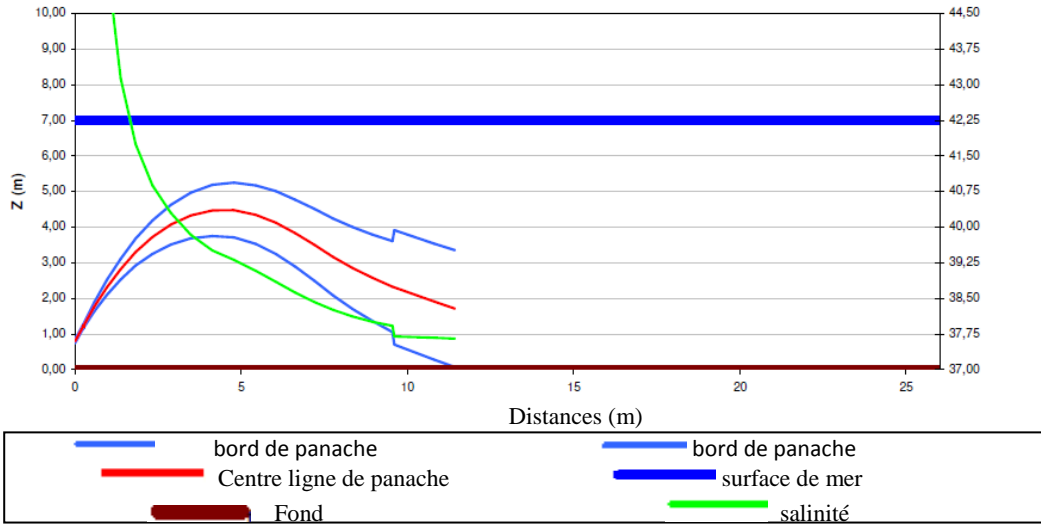


Figure V .34: Condition de simulation (courant 0.08 m/s et vent 4 m/s)

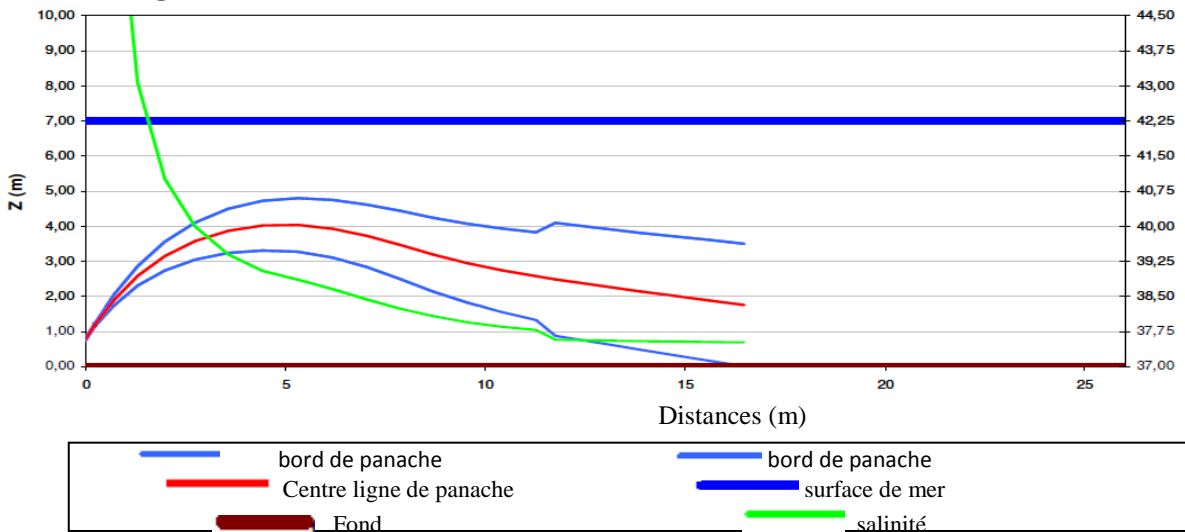


Figure V .35: Condition de simulation (courant 0.2m/s et vent 8m/s)

À partir de ce point de contact avec le fond, cette couche hyperdense va évoluer en suivant la ligne de pente maximale et en s'éloignant, et gagner de la profondeur à mesure qu'augmentera la dilution.

Bien qu'on ne connaisse pas le comportement exact de cette couche, en assurant une dilution initiale suffisante au premier point de contact, on est assuré que la salinité de cette couche sera inférieure aux limites établies pour ne pas affecter les organismes benthiques de la zone, étant donné que la dilution sera toujours plus importante que celle obtenue au moment où le rejet est en contact avec le fond marin.

Tableau V .7: Ce tableau résume les résultats obtenus pour une vitesse de vent de 2m/s et un courant de 0.02 m/s pour le diffuseur projeté et courant perpendiculaire à la ligne diffuseur:

Données de simulation						
Q_0 (m ³ /s)	U_0 (m/s)	M_0 (m ³ /s ²)	J_0 (m ³ /s ³)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	4.58	0.066	-0.00327	171.71	30.40	229.18
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-5	1	0	0	0
10	0	-4.57	13.5	2	31.44	33
50	0	-3.5	29	7	39.93	204
100	0	-7	42	1.1	48.5	14443

On remarque que la dilution minimale admissible du centre de panache est assuré par ces conditions de décharge avant le point de coordonnées (10, 0 , -4.57) et que la hauteur maximale de rejet atteint 3.5 m au-dessous de la surface libre de la mer à une distance x=50 m du point de rejet, tandis que le point de contact avec le fond marin est situé à x=100m avec une dilution S=42 (tableau V.7) et (figure V.37) .

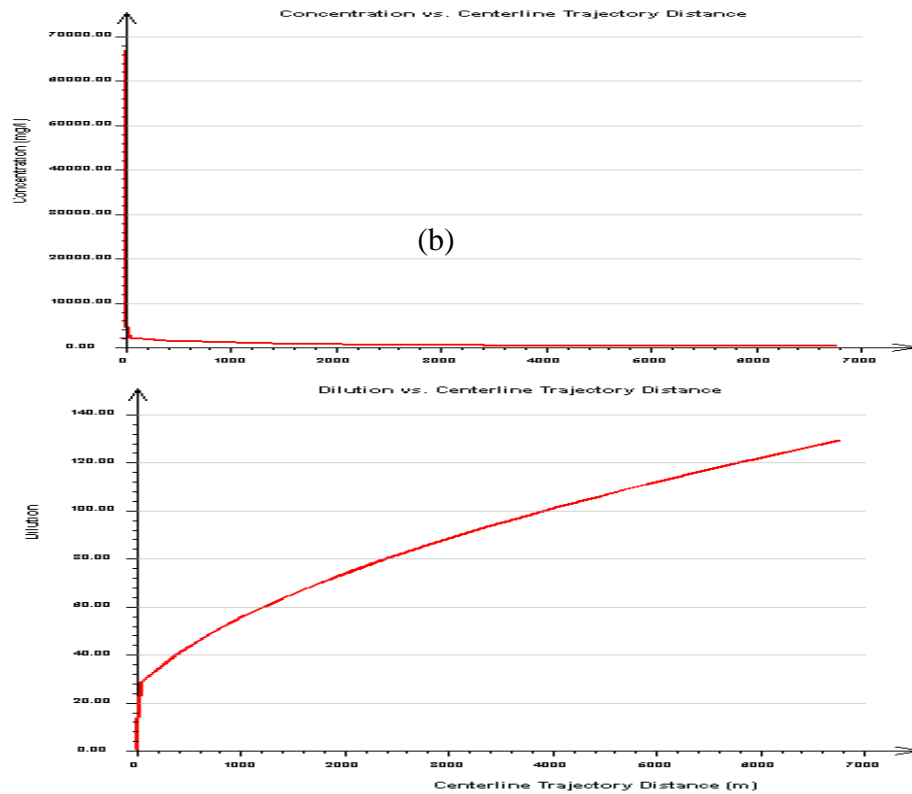
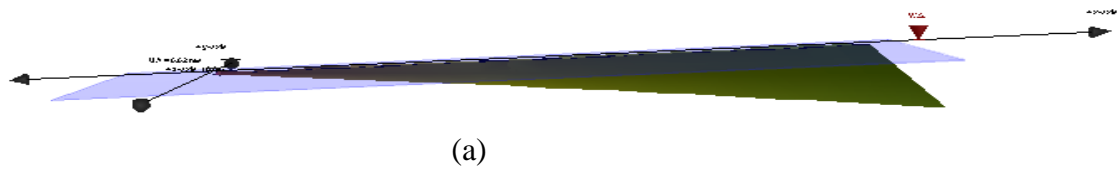


Figure V .36: (a) évolution du panache, (b) courbe de dilution médiane de la trajectoire (b) courbe de la concentration médiane de la trajectoire

Tableau V .8: le tableau résume les résultats obtenus pour une vitesse de vent de 8 m/s et un courant de 0.2 m/s pour le diffuseur projeté et courant perpendiculaire à la ligne diffuseur:

Données de simulation						
Q_0 (m ³ /s)	U_0 (m/s)	M_0 (m ³ /s ²)	J_0 (m ³ /s ³)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	4.58	0.066	-0.00327	171.71	30.40	22.92
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-5	1	0	0	0
10	0	-4.57	46.5	2	47.93	33.4
50	0	-3.5	102	7	45.45	204
100	0	-7	149.5	2.6	281	402

Avec des vitesses de vent et de courant maximales, le tableau ci-dessus, montre qu'une très grande dilution est assurée dans les premiers mètres du rejet, à titre d'exemple $S=46.5$ au point (10, -4.57) du centre de panache et à $x=100\text{m}$ au fond du milieu marin arrive à $S=149$ (tableau V.8).

Tableau V.9: le tableau résume les résultats obtenus pour une vitesse de vent de 8 m/s et un courant de 0.2 m/s, avec un angle d'alignement du diffuseur projeté et le courant égale à 0° (ligne diffuseur parallèle au courant ambiant) :

Données de simulation						
Q_0 (m^3/s)	U_0 (m/s)	M_0 (m^3/s^2)	J_0 (m^3/s^3)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	4.58	0.066	-0.00327	171.71	30.40	22.92
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-5	1	0	0	0
10	1.45	-4.8	5.1	0.92	45.93	42.5
50	7.07	-4.10	10.4	4.2	24.05	255
100	12.10	-2.75	14.9	7	7.28	425

Pour ces conditions de simulation on remarque clairement que un courant non parallèle à la vitesse de rejet influe négativement sur la dispersion des saumures, dont on voit que la dilution minimale admissible est dans les environs du point du centre de panache de coordonnées (50, 7.07, -4.1) (tableau V.9) et (figure 5.38).

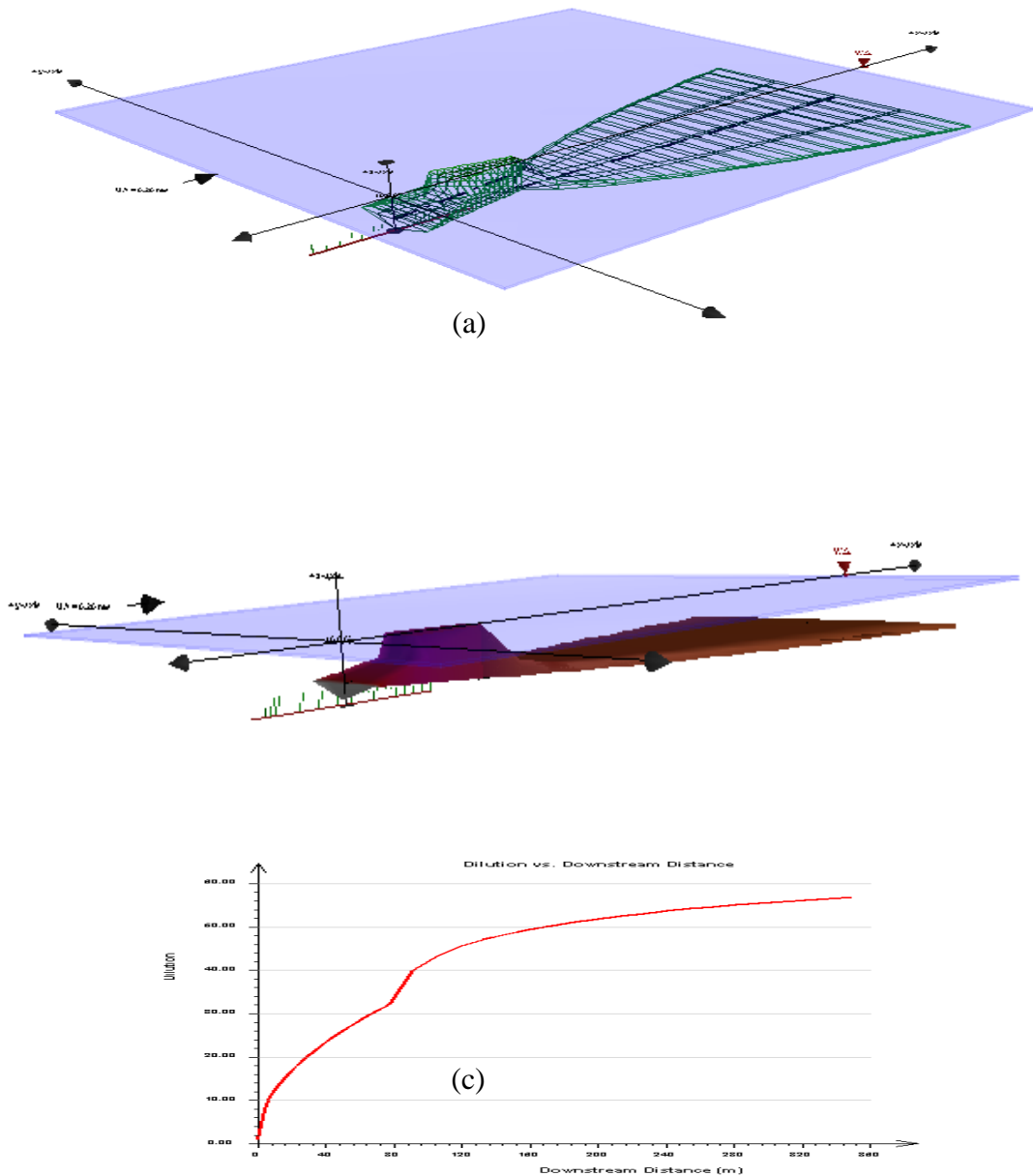


Figure V .37: (a) et (b) évolution du panache (c) courbe de dilution au centre de la trajectoire du panache

Tableau V .10: Les résultats obtenus pour une vitesse de vent de 2 m/s et un courant de 0.02 m/s , avec un angle d'alignement du diffuseur projeté et le courant égal à 0° (ligne diffuseur parallèle au courant ambiant) :

Données de simulation						
Q_0 (m ³ /s)	U_0 (m/s)	M_0 (m ³ /s ²)	J_0 (m ³ /s ³)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	4.58	0.066	-0.00327	171.71	30.40	229.18
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-5	1	0	0	0
5	8.66	-4.57	11.4	2	39.2	16
10	17.32	-4.14	15	4	32.8	66.4
25	43.4	-3.5	24	7	20.3	251

Nous comparissons ces résultats (tableau V.10) avec ceux du tableau précédent on remarque qu'un courant faible perpendiculaire à la vitesse de rejet a moins d'effet sur le ralentissement de la dispersion des rejets où on remarque ici que la dilution minimale admissible se trouve à une distance sur l'axe égale environ 5 mètres, contre $x \approx 50 \text{ m}$ pour le cas précédent (figure V.39)

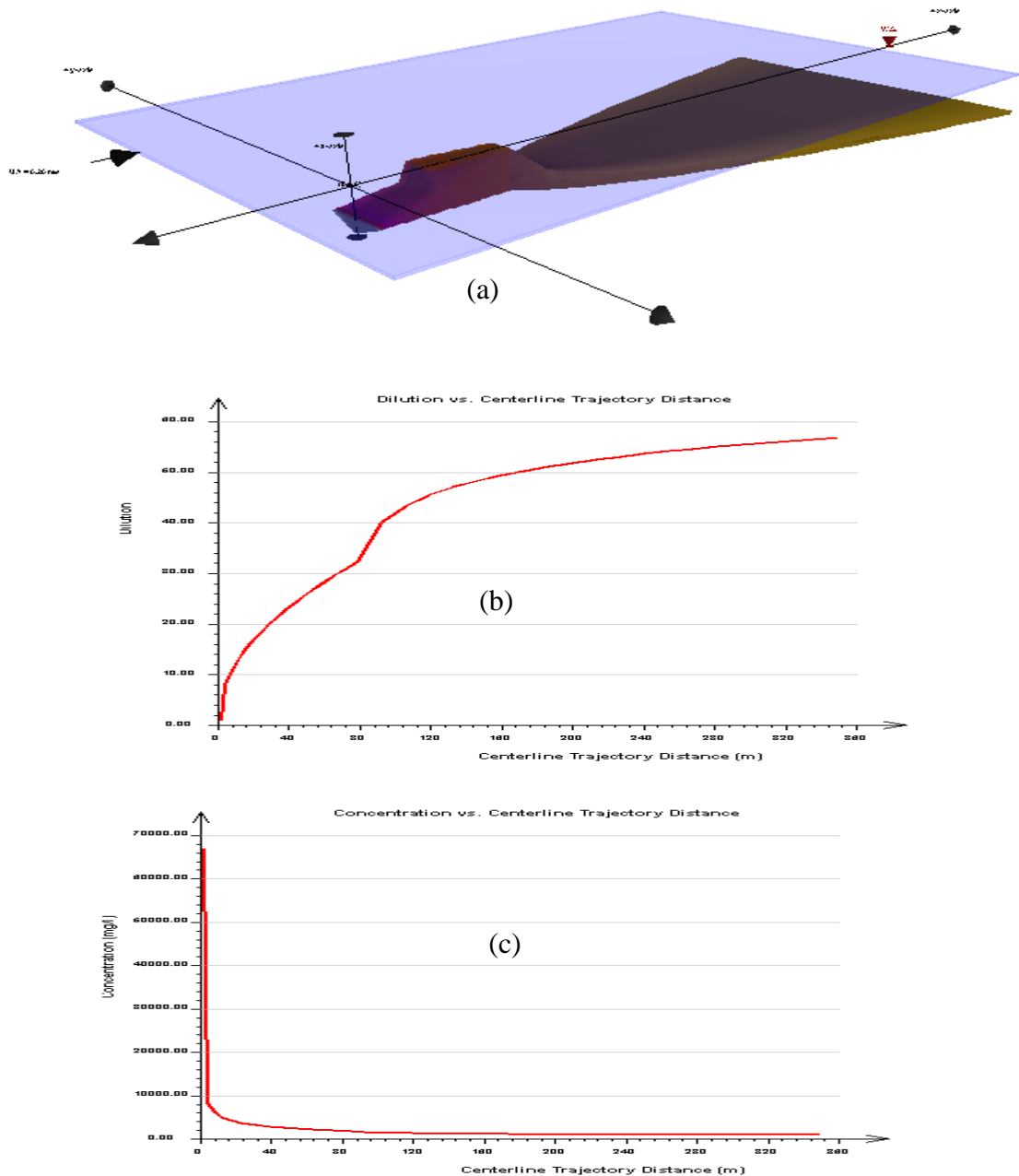


Figure V .38: (a) évolution du panache , (b) courbe de dilution sur le center de la trajectoire du panache , (c) courbe de concentration médiane du panache

Tableau V .11: Tableau 5.11 : Les résultats obtenus pour une vitesse de vent de 8 m/s et un courant de 0.2 m/s , avec un angle d'alignement du diffuseur projeté et le courant égale à 150° .

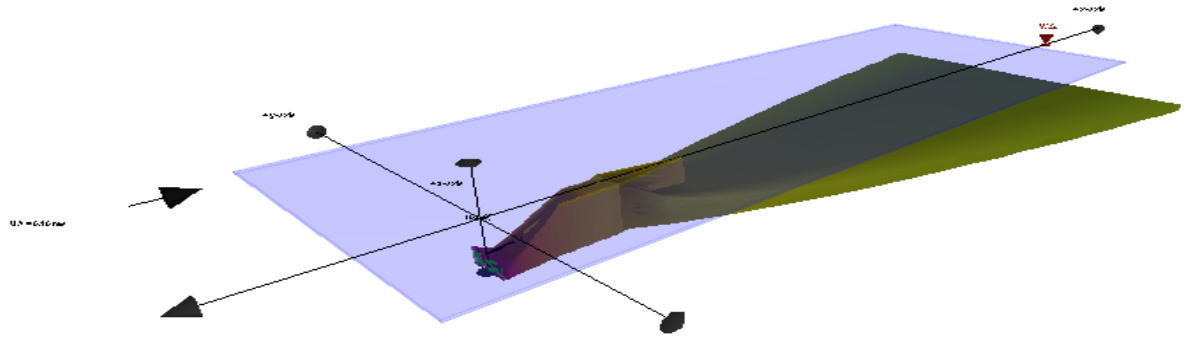
Données de simulation						
Q_0 (m ³ /s)	U_0 (m/s)	M_0 (m ³ /s ²)	J_0 (m ³ /s ³)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	4.58	0.066	-0.00327	171.71	30.40	22.92
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-5	1	0	0	0
10	1.25	-4.7	13.5	1.02	44.7	43.5
50	6.6	-4.03	26.3	4.55	28.3	390
100	11.6	-2.8	36.42	7	15.6	402

Tableau V .12: Les résultats obtenus pour une vitesse de vent de 2 m/s et un courant de 0.02 m/s, avec un angle d'alignement du diffuseur projeté et le courant égale à 150° .

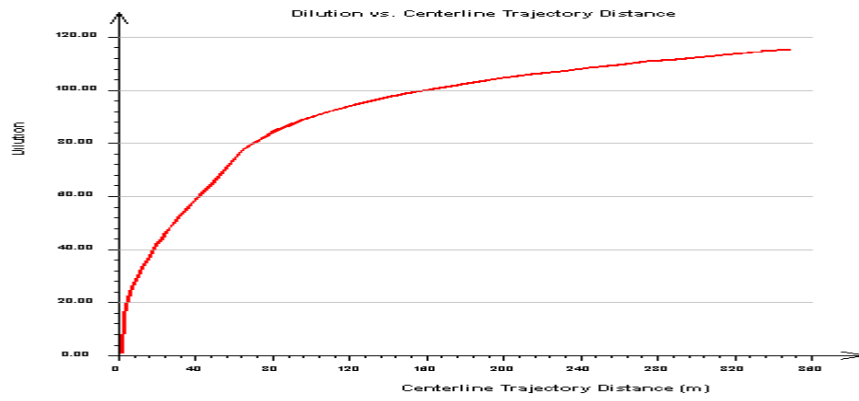
Données de simulation						
Q_0 (m ³ /s)	U_0 (m/s)	M_0 (m ³ /s ²)	J_0 (m ³ /s ³)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	4.58	0.066	-0.00327	171.71	30.40	22.92
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-5	1	0	0	0
5	8.66	-4.57	11	2	39.2	16
10	17.32	-4.14	15	4	32	66.4
25	43.30	-3.5	24	7	25.3	251

Le tableau V.11 et le tableau V.12 résumant les résultats de propagation de la saumure, pour un angle de 150° entre le courant et la ligne diffuseur, ce qui donne un angle de 60° entre la vitesse de courant et la vitesse de rejet, avec deux vitesses de courant marin différentes.

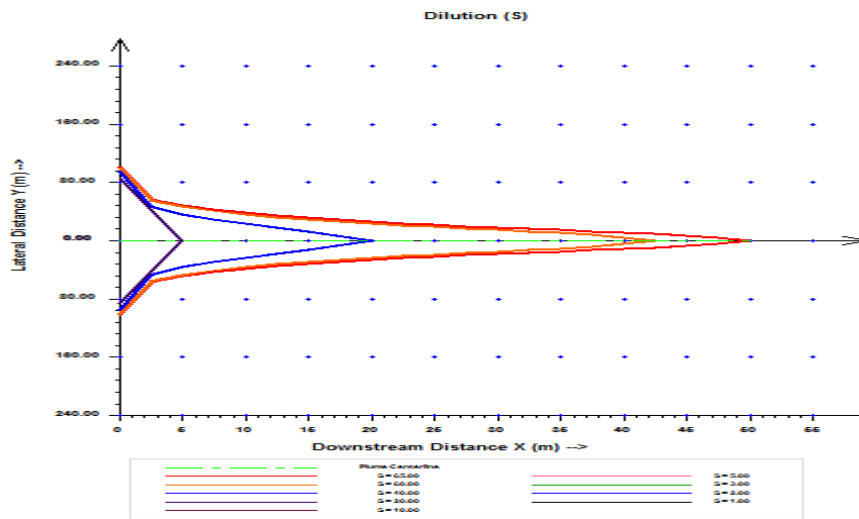
Ces résultats nous montrent que cet angle d'inclinaison a toujours un effet négatif et ne favorise pas la dispersion, mais moins d'effet par rapport à l'angle de 0° (tableau V.9 et V.10) et la dilution est inversement proportionnel la vitesse de courant (figure V.40) .



(a)



(b)



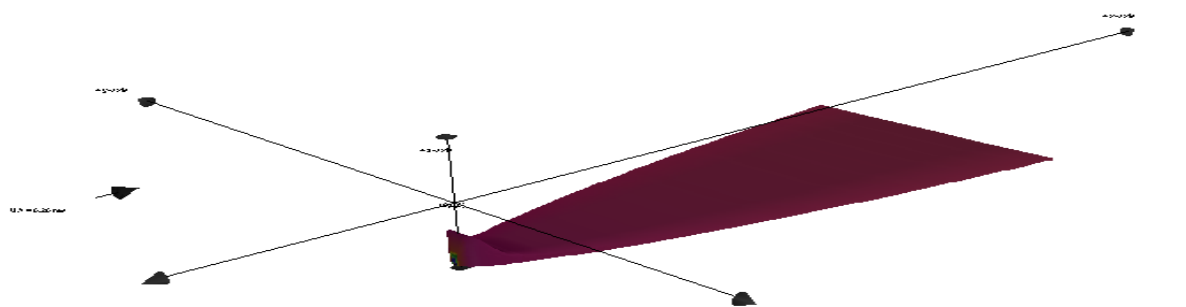
(c)

Figure V .39: (a) évolution du panache, (b) courbe de dilution sur le center de la trajectoire du panache, (C) courbe de même dilution sur le plan (x, y)

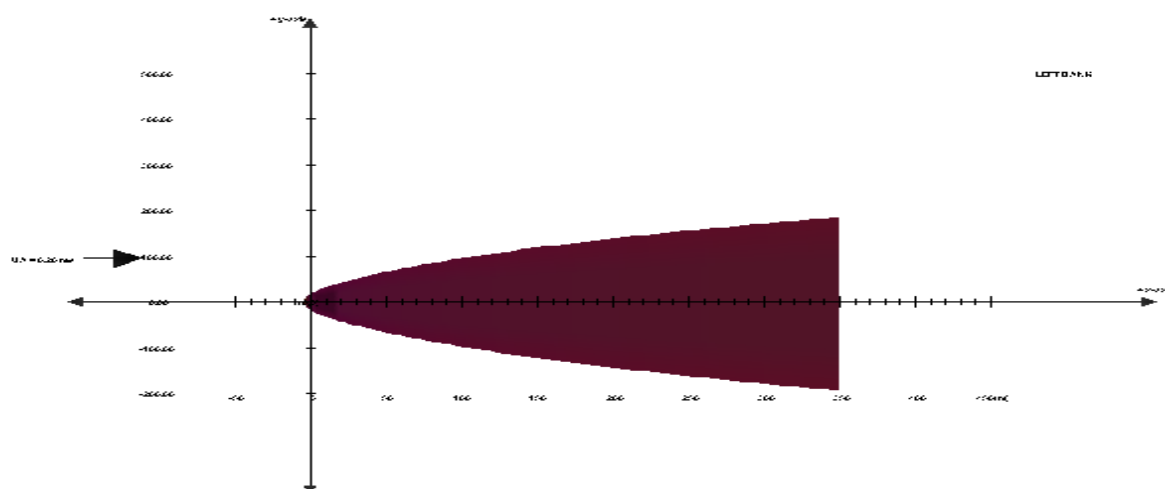
Tableau V .13: le tableau résume les résultats obtenus pour une vitesse de vent de 4 m/s et un courant de 0.1 m/s , avec un seul point de rejet (sans diffuseur) pour différents diamètre et un angle de 60°avec l'horizontal et de 0°avec le courant.

Données de simulation (D₀=1m)						
Q ₀ (m ³ /s)	U ₀ (m/s)	M ₀ (m ³ /s ²)	J ₀ (m ³ /s ³)	Fr ₀	FrD ₀	R
1.44	1.83	2.64	-0.00327	171.51	3.85	18.33
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
-27.18	0	-7	9999.9	0	0	0
-15.97	0	-7	12.1	0.95	63	13.4
2.65	0	-7	9.4	0.98	76	25
10	0	-7	9.6	0.94	87.6	119
50	0	-7	11	0.64	121.6	398
100	-0.47	-7	11.7	0.33	162.28	891
Données de simulation (D₀=0.6 m)						
Q ₀ (m ³ /s)	U ₀ (m/s)	M ₀ (m ³ /s ²)	J ₀ (m ³ /s ³)	Fr ₀	FrD ₀	R
1.44	5.09	0.066	-0.00327	171.51	13.79	50.93
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
-26.83	0	-7	9999.9	0	0	0
-14.18	0	-7	11.4	0.74	55.21	15
-3.68	0	-7	9.5	0.89	74.70	68.3
6.83	0	-7	9.4	0.89	90.076	173
50	0	-7	10.1	0.56	135	488
100	-0.3	-7	10.5	0.29	172.6	947

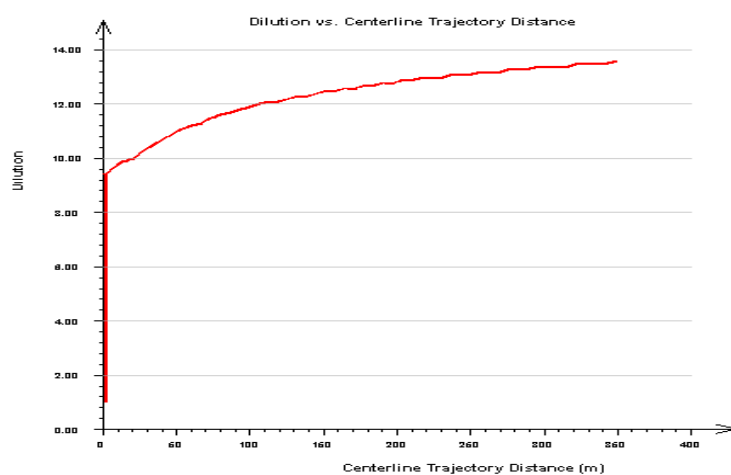
Le résumé des résultats de cette simulation pour cet éventuel scénario (tableau V.13) avec des conditions ambiantes modérées où le système diffuseur est supposé qu'il ne fonctionne pas et le rejet des saumure ce fait au niveau d'un seul point et qui correspond au diamètre de la conduite principale de l'émissaire sous-marin, montre une stagnation du panache de rejet $x \approx -27m$ pour les deux diamètres et la dilution minimale admissible à $x \approx 50m$ du point de décharge (figure V.41) .



(a)



(b)



(c)

Figure V .40: (a) évolution du panache 3D, (b) Panache 2D, (c) dilution au centre de la trajectoire du panache

a) Amélioration des performances de dilution du système de rejet projeté :

Comme tous les systèmes de rejet par des émissaires sous-marins équipés ou non d'un diffuseur, fonctionnent dans conditions non stables même aléatoires, la variation du taux de dilution dans le temps et dans l'espace marin est non uniforme, varie d'un admissible à un non admissible et proportionnellement la surface de mélange qui correspond à cette dilution (espace marin pollué par ces rejets).

Sur la base des résultats précédents et dans le but d'amélioration du taux de dilution dans les conditions ambiantes défavorables. On a proposé des solutions pratiques et envisageables.

Ces solutions interviennent dans la conception du système diffuseur :

- 1° Variation de la hauteur de rejet H_0
- 2° Variation de la vitesse de rejet au niveau des points diffuseur (D_0)
- 3° Nombre de rejet pour chaque point diffuseur (2rejets)

Tableau V .14: Résultats pour une vitesse de vent 2 m/s, un courant de 0.02 m/s , $H_0=2.3m$.

Données de simulation						
Q_0 (m ³ /s)	U_0 (m/s)	M_0 (m ³ /s ²)	J_0 (m ³ /s ³)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	4.58	0.066	-0.00327	171.71	30.40	229.18
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-4.7	1	0	0	0
10	0	-4.36	13.5	2	39.93	27.8
50	0	-3.5	29	7	27.86	280

Pour ce cas on a pris une hauteur maximale admissible de la décharge et qui correspond à 1/3 de la profondeur de la mer ($H_D=7m$) au point de rejet. En comparant pour les mêmes conditions ambiantes avec $H_0=2m$, les résultats trouvés montrent qu'il y a une très faible amélioration de la dilution avec 0.3m variation de H_0 .

La zone de mélange rapprochée du rejet (*near field region*, NFR) se termine 50 m de (X) en aval de l'exutoire, la dilution (S) est de 29 unités et elle a une demi-largeur du panache (BH) de 27.86 m à cet endroit (tableau V.14).

Donc cette solution n'est pas envisageable.

Tableau V .15: Résultats obtenus pour une vitesse de vent de 2 m/s, un courant de 0.02 m/s , $H_0=2m$.

Données de simulation ($D_0=0.05m$)						
Q_0 (m ³ /s)	U_0 (m/s)	M_0 (m ³ /s ²)	J_0 (m ³ /s ³)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	18.33	0.264	-0.00327	1372.1	171.97	916.73
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-4.7	1	0	0	0
10	0	-4.36	23.9	2	39.27	12.7
50	0	-3.5	52.3	7	26.41	135
Données de simulation ($D_0=0.075m$)						
Q_0 (m ³ /s)	U_0 (m/s)	M_0 (m ³ /s ²)	J_0 (m ³ /s ³)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	8.15	0.117	-0.00327	406.55	62.41	407.44
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-4.7	1	0	0	0
10	0	-4.36	17	2	39.59	20
50	0	-3.5	36.7	7	27.12	206

Des améliorations très intéressantes de la dilution ceux qui montre le tableau V.15.

Une grande vitesse de rejet qui favorise une forte pénétration d'écoulement d'un jet dans le milieu marin peut augmenter d'une manière très considérable et proportionnelle la dilution dans ce dernier.

Une dilution de $S=23.9$ à $X=10$ m pour un diamètre de jet de 0.05m, contre $S=17$ avec un diamètre de 0.075 à la même cordonnée .Donc la dilution admissible peut être assurée dans les premiers mètres du point de rejet (figure V.42) et (figure V.43).

Cette solution qui correspond à une augmentation de la vitesse de rejet est fortement envisageable et motivante, qui augmentera la perte de charge à la sortie de décharge et qui reste toujours une perte des charges singulières.

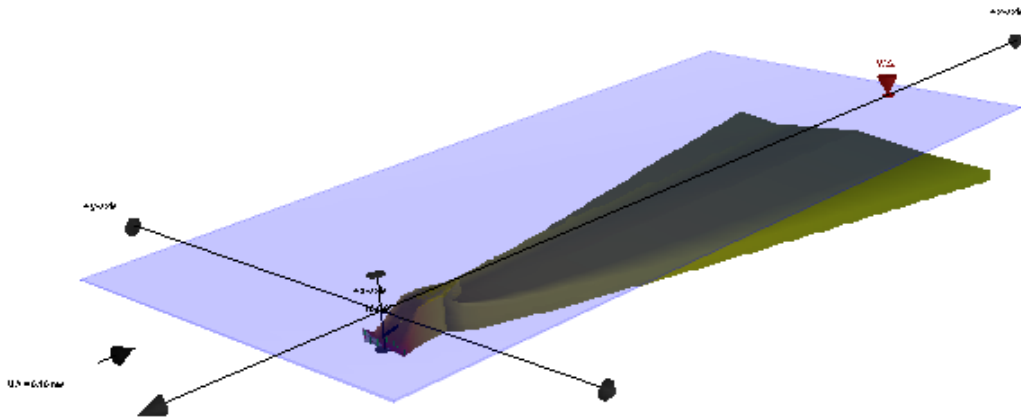


Figure V .41: Evolution du panache en 3D .

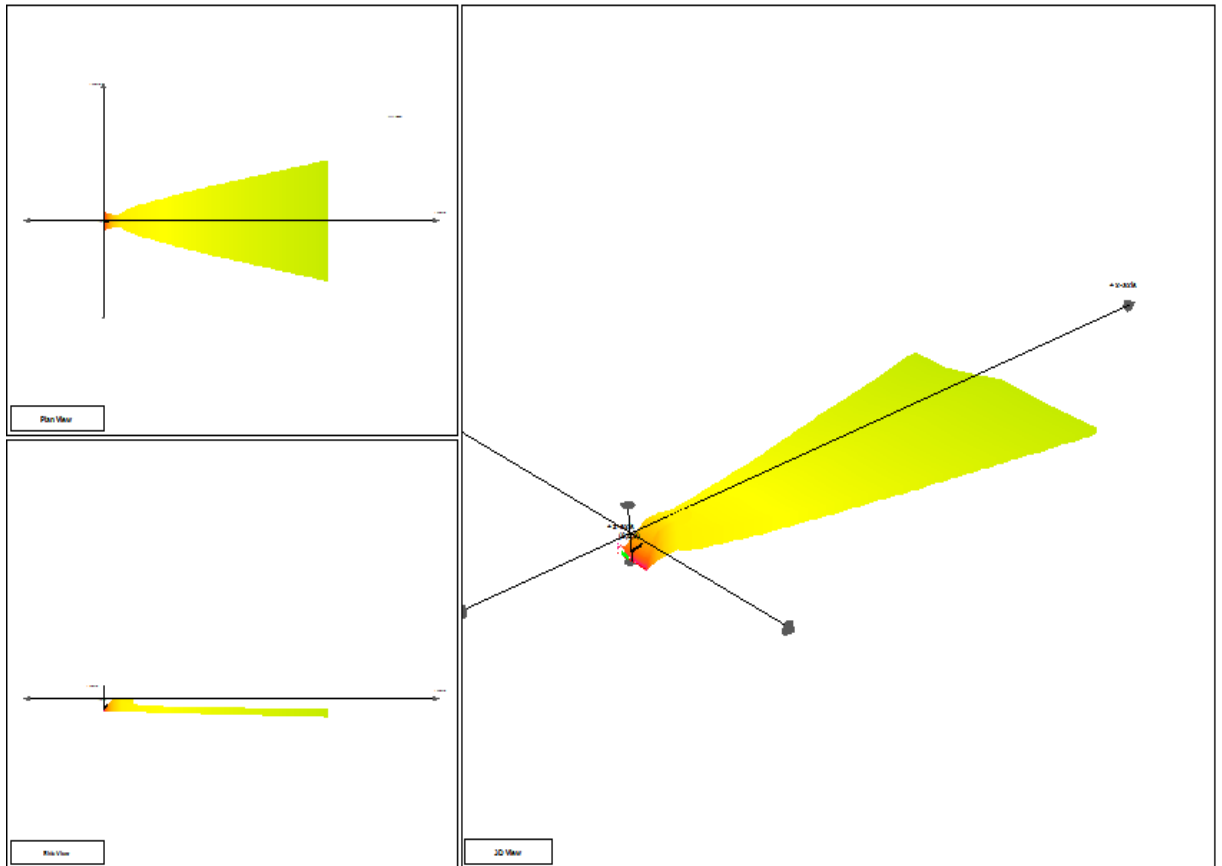


Figure V .42: Evolution du panache en 3D et 2D.

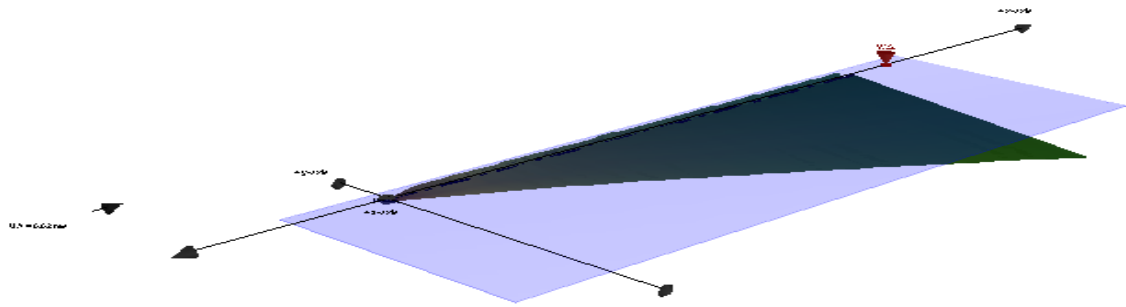
Tableau V .16: Résultats obtenus pour une vitesse de vent de 2 m/s, un courant de 0.02 m/s, $H_0=2\text{m}$, $D_0=0.1\text{m}$ et 2 rejets/point .

Données de simulation (60° entre les 2 rejets)						
Q_0 (m^3/s)	U_0 (m/s)	M_0 (m^3/s^2)	J_0 (m^3/s^3)	Fr_0	FrD_0	R
1.44	4.58	0.066	-0.00327	171.51	30.4	229.18
Résultats de simulation						
X (m)	Y(m)	Z(m)	S	BV(m)	BH(m)	T(s)
0	0	-4.7	1	0	0	0
10	6	-4.29	14.7	2.4	38.5	32
43.3	25	-3.5	29	7	27.86	280

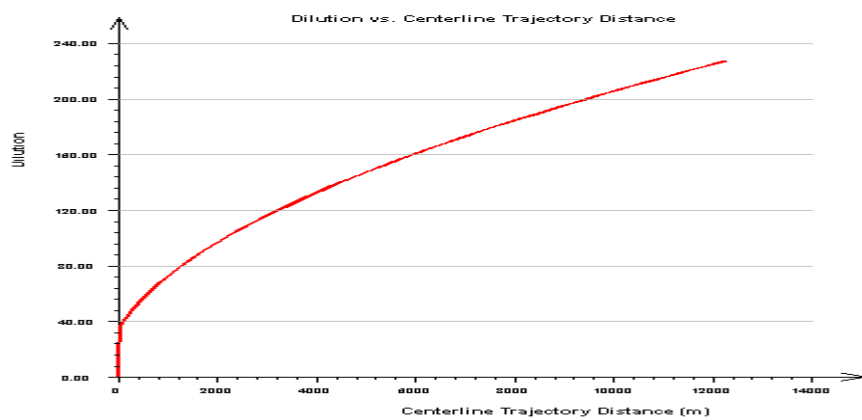
Cette configuration du diffuseur qui correspond à deux jets à chaque point de sortie, donne moins d'amélioration de la dilution, par rapport à celle donnée par l'augmentation de la vitesse de sortie.

La zone de mélange rapprochée du rejet (*near field region*, NFR) dans ce cas se termine à $X= 43.30$ m en aval de l'exutoire, avec une dilution (S) de 29 unités et elle a une demi largeur (BH) de 27.86 m à cet endroit, pour un temps d'écoulement de la source de rejet de 280 secondes (tableau V.16) et (figure V.44).

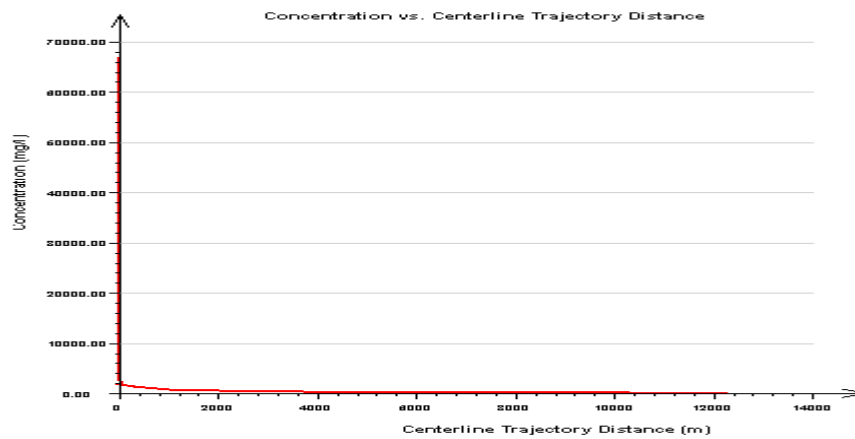
Cette solution est moyennement envisageable vu la diminution de la zone de mélange du rejet (NFR).



(a)



(b)



(c)

Figure V .43: (a) évolution du panache, (b) la courbe de la dilution médiane , (c)la courbe de la concentration médiane

Avec :

Q_0 (m^3/s) : débit de rejet (saumure)

M_0 (m^3/s^2) : flux de la quantité de mouvement initiale de rejet

J_0 (m^3/s^3) : flux flottabilité initiale

Fr_0 : nombre de Froude du milieu ambiant

FrD_0 : nombre de Froude du rejet pour le diamètre D_0
 R : taux des vitesses (vitesse de rejet/vitesses de courant)
 U_0 (m/s) : vitesse de rejet
 X, Y, Z (m) : coordonnées cartésiennes du centre (milieu) de panache
 S : dilution au point (X, Y, Z) au centre de panache
 BV (m): hauteur verticale (épaisseur) de panache
 BH (m): largeur de panache
 T (s) : temps d'écoulement

V.3 CONCLUSION

La configuration la plus complète, en l'occurrence celle qui permet d'obtenir les dilutions nécessaires pour ne provoquer aucun dommage quelques soient les scénarios de vent et de courants considérés, qui maintient en même temps

L'angle de déversement par rapport à la verticale, afin que le rejet hyperdense décrive la trajectoire parabolique la plus longue possible et augmente ainsi la dilution avant qu'il ne touche le fond marin. en assurant une dilution initiale suffisante au premier point de contact, on est assuré que la salinité de cette couche sera inférieure aux limites établies pour ne pas affecter les organismes benthiques de la zone, étant donné que la dilution sera toujours plus importante que celle obtenue au moment où le rejet est en contact avec le fond marin.

La saumure exerce le plus fort impact sur le milieu marin. Le volume total de saumure libéré dans ce milieu est déterminant pour les dommages qu'il peut induire. A part le volume proprement dit, les modalités et l'emplacement du rejet sont essentiels pour les impacts qui peuvent en résulter. La longueur de l'émissaire, sa distance au rivage, son niveau au-dessus du fond de la mer, l'existence ou non d'un diffuseur, ainsi que la profondeur de l'eau et les caractéristiques hydrodynamiques (courant, vagues,...) peuvent conditionner la dispersion de la saumure et l'efficacité de la dilution au point de rejet et, par voie de conséquence, l'impact potentiel sur l'environnement.

La propagation de saumure sur l'eau de mer en fonction du temps dans les stations qui ont pas de diffuseur, nous a permis de conclure que la dispersion du sel concentré est meilleur en présence de vagues et les courants marins. Par contre, il y aura moins d'impact sur l'environnement.

En perspective, il serait intéressant d'installer des un système sur les ports de diffuseur sur conduite du rejet pour augmenter la vitesse de sortie (de jet), où la performance de l'opération de diffuseur dépend de leur nombre et de l'espace entre eux et assez avec la vitesse de décharge. Ceux-ci vont améliorer de ce fait, la dilution d'une manière considérable.

Par exemple, à l'usine de dessalement de Dhekelia (chypre), qui a une capacité de production de $40.000 \text{ m}^3/\text{jour}$, la saumure, d'une salinité d'environ 72%, est rejetée dans la mer par un émissaire doté à son extrémité d'un multi diffuseur, à une profondeur d'environ 5m et une distance de 250m du rivage ; il en résulte un accroissement de la salinité dans un rayon de 200m à partir du rejet. De ce fait, la plus forte salinité ($\approx 54\%$)

a toujours été décelée au point de rejet, et était possible de relever une salinité supérieure à celle de l'eau de mer ($\approx 39\%$) jusqu'à 200m du rejet. La zone d'impact présentant une forte salinité varie selon la saison, l'impact le plus marqué se produisant durant les mois d'été. (PNUE, 2001).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau de mer se modifient pendant le dessalement en fonction des méthodes de prétraitement et des procédés de dessalement. Les méthodes de prétraitement antitartre et antisalissures sont analogues dans les procédés par distillation et OI, mais elles sont différentes quand il s'agit d'éliminer les matières en suspension (usines OI uniquement) ou de lutter contre la corrosion et la production de mousse dans les usines à distillation. Le procédé utilisé a une grande influence sur la salinité des effluents, qui est habituellement plus élevée dans la saumure OI, alors qu'une température élevée caractérise les effluents de distillation. Outre les produits chimiques de prétraitement, on peut trouver de temps à autre dans les effluents des solutions de lavage, qui sont mélangées à la saumure. Chaque effluent a des propriétés qui peuvent se traduire par des impacts sur le milieu marin, et le rejet des effluents combinés peut avoir des effets cumulatifs ou synergiques.

La salinité des effluents dépend de celle de l'eau d'alimentation et de l'effet de concentration du procédé de dessalement. La saumure OI est généralement plus concentrée (60 à 90 g/l) que l'effluent de distillation (environ 50 g/l). Cela est dû essentiellement au fait que les usines de dessalement par distillation utilisent l'eau de refroidissement de l'éjecteur à vapeur, qu'elles rejettent avec la saumure et qui réduit efficacement la salinité de l'effluent.

Une projection des résultats des analyses de cap-djinet a été effectuée sur les 15 grandes stations en Algérie qui dépassent une capacité de production 38600 m³/j, et nous a permis de calculer les quantités journalières et annuelles des différents éléments chimiques qui composent le rejet de chaque station.

D'après les résultats de simulation de la dilution, on remarque que le processus de dilution de saumure est une combinaison de 2 processus physiques : la dilution primaire (jet), et la dilution naturelle (turbulence de la mer).

La dilution primaire dépend du débit, de la vitesse d'écoulement et de la configuration et la conception du système de rejet.

La dilution naturelle dépend de courant, de vent, et des vagues marines, elle change selon les conditions marines. Avec un courant de 0.02 m/s et un vent de 2 m/s, on observe sur la figure 16 une (salinité de l'ordre 40,75g/l à une distance de 5m du point de rejet. Sur la figure 17 on observe à la même distance une concentration de 40,4 g/l, inférieure à la précédente avec un courant de 0.08m/s et un vent de 4 m/s. Une dilution meilleure, pour un courant de 0,2 m/s et un vent de 8m/s qui donne une concentration d'environ 40 psu au même point de rejet (figure 18). Sur ceci, on peut conclure que le courant et le vent favorisent la dilution par le fort hydrodynamisme marin (mouvement marin).

Les effets principaux sur la faune et la flore sont principalement à proximité de la décharge et qui sont liés à l'augmentation de la concentration du sel au point de rejet. Ceci

peut affecter les organismes benthiques creusés au fond arénacé aussi bien que les organismes planctoniques.

Et comme proposition pour une meilleure protection du milieu marin. Il est très nécessaire de diriger la décharge de saumure pour une valorisation industrielle, vers les usines de sel ou de javel. Et pour une meilleure dilution comme le cas de cap-djinet, le couplage des rejets dans un seul déversoir avec les rejets de la centrale thermique « Sonalgaz » et de la station d'épuration de « Zemmouri », qui seront collectés vers la zone de l'embouchure d'oued Isser qui peut assurer une bonne dilution surtout en hiver en présence de la pluie et des courants marins.

En perspective sur le mode de décharge, pour assurer une meilleure dilution en mer, il serait très intéressant d'installer un diffuseur bien étudié au niveau de point de rejet et qui peut assurer une dilution admissible dans toute éventuelle situation naturelle ou accidentelle défavorable. La performance de rejet par diffuseur dépend du nombre d'ouvertures, de leurs espacements (l'espace entre eux) et de l'angle de déversement par rapport à la verticale. Ceux-ci vont améliorer de ce fait, la dilution afin de minimiser l'impact de saumure sur le milieu récepteur.

Le manque de données nous a contraints à poser de nombreuses hypothèses qui sont à prendre en considération à la lecture de nos résultats. A ce jour, aucune technologie pour limiter les rejets de saumures n'existent. Se pose alors le problème de l'efficacité de la Distillation Membranaire sous Vide. Des essais pilote sur ce procédé sont sûrement nécessaires.

De plus, les rejets en mer ont été modélisés à court terme. Il serait intéressant de modéliser ces rejets à long terme.

En fin et comme toutes les techniques de valorisation et gestion des rejets des usines de dessalement de l'eau de mer restent coûteuses et ne sont pas toujours assurées car il dépendent des paramètres naturels aléatoires (vents, vagues, courant, température, énergie), nous recommandons de penser à l'installation d'un ouvrage annexe de dilution des saumures de dessalement avec l'eau de mer avant leur rejet dans le milieu marin, sans émissaire sous marin (coûteux et difficilement géré) et avec une dilution sûre et maîtrisée.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abraham G., (1963), Jet diffusion in stagnant ambient fluid, Delft Hydraulics, Laboratory, Publication 29, Series 1, Group 4, Section 14.42.
- Abraham, G. (1967). Jets with negative buoyancy in homogeneous fluids. *Journal of Hydraulic Research*, 5, 236–248.
- Abraham G. and Eysink W., (1969), Jets issuing into a fluid with a density gradient, *J Hydr. Res.*, 7, 145-147.
- Afgan, H.N., M. Darwish and J. Cavvalho (1999), Sustainability assessment of desalination plants for water production. *Desalination*, 124:19-31
- Akiyama, J., and Stefan, H. G. (1984). Plunging flow into a reservoir: Theory. *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE, 110(4), 484–499.
- Alavian, V. (1986). Behavior of density currents on an incline. *Journal of Fluid and Mechanics*, ASCE, 112(1), 27–42
- Algerian of Water (2012), Desalination of seawater, Algiers.
- Altayaran, A.M. and Madany, I.M. (1992): Impact of a desalination plant on the physical and chemical properties of seawater, Bahrain. *Water Research* 26, 435-441.
- Amitouche, M. and Remini, B. (2014), Operation of Cap Djinet desalination plant and dilution of brine with power station cooling water. *Desalination and Water Treatment*, (2014) 1–8.
- Azza, A. A and al (2015), The use of factorial design in the analysis of air-gap membrane distillation data, *Desalination* 367 (2015) 90–102.
- Bahia E., (1997), Estudio numérico-experimental de la dispersión de contaminantes en regiones costeras, Ph.D. Thesis, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spain.
- Balasubramanian, P. (2013), A brief review on best available technologies for reject water (brine) management in industries, *J. Environ. Sci.* 3 (2013) 2010–2018.
- Benjamin, T. B. (1968). Gravity currents and related phenomena. *Journal of Fluid Mechanics*, 31(2), 209–248.
- Bleninger, T. (2006) “Coupled 3D hydrodynamic models for submarine outfalls: Environmental hydraulic design and control of multiport diffusers” Ph.D. Thesis (248 pages), Institute for hydromechanics, University of Karlsruhe.
- Bleninger, T., Jirka, G.H. (2010), Environmental Planning, Prediction and Management of Brine Discharges from Desalination Plants, Final report, MEDREC Project: 07-AS-003, Muscat, Sultanate of Oman
- Blust, R. (1992), Effect of salinity on the uptake of cadmium by the brine shrimp *Artemia franciscana*. *Mar. Ecol. Progr. Series*, Vol. 84, pp.245-254.
- Rooks N., (1972), Dispersion in hydrologic and coastal environments, W. M. Keck Lab. of Hydraulics and Water Resources, California Institute of Technology, Rep. KH-R-29.
- Burattini, P., Antonia, R. A., Rajagopalan, S., & Stephens, M. (2004). Effect of initial conditions on the near-field development of a round jet. *Experiments in Fluids*, 37, 56–64.
- Bushnak, A. (2012), Évaluation des meilleures technologies disponibles pour le dessalement en zones rurales/locales. Rapport final, Gestion Intégrée Durable de l’Eau – Mécanisme de Soutien (SWIM - SM)

- CDJ. (2007.a), Filmtec manual membranaires N°2 (2007), Document interne de CDJ
- CDJ. (2007.b), Operations & Maintenance Manuel (2007), Process Description, Operation and Maintenance Procedure”dessalement de l’eau de mer dans la central de CDJ”
- CDJ. (2007.c) Technical Manual (2007), Dow Water Solution, FILMTEC N°1 Reverse Osmosis Membranes, document interne de CDJ
- CDJ. (2008. a)Qualité de l’eau: norme européenne « NF EN ISO 7027Mars 2000 » document interne de CDJ (2008)
- CDJ. (2008.b) Service de formation professionnelle (2008), documentation de l’usine de dessalement de CDJ
- Cederwall K., (1968), Hydraulics of marine waste water disposal, Hydraulics Division Report No. 42, Chalmers Institute of Technology, Göteborg, Sweden.
- Chen C. and Rodi W., (1976), A review of experimental data of vertical turbulent buoyant jets, Iowa Institute of Hydraulics Research Rep. No. 193.
- Chiban,S (2014), Modélisation de la déposition des particules solides dans les rejets . Thèse de doctorat baignés conduits à la mer par émissaires marins. Institut de Mécanique des Fluides et des Solides de Strasbourg, France, FRE3240
- Christodoulou, G. C. (1991). Dilution of dense effluents on a sloping bottom. *Journal of Hydraulic Research*, 29(3), 329–339.
- Christodoulou, G. C., & Papakonstantis, I. G. (2010). Simplified estimates of trajectory of inclined negatively buoyant jets. In *Environmental hydraulics* (pp. 165–170). London, UK: Taylor & Francis.N
- Cipollina, A., Brucato, A., Grisafi, F., & Nicosia, S. (2005). Bench scale investigation of inclined dense jets. *Journal of Hydraulic Engineering Division of the American Society of Civil Engineers*, 131, 1017–1022.
- Cooley, H., Gleick, P.H. and Wolff, G. (2006): Desalination, with a grain of salt. A California Perspective: Pacific Institute for Studies in Development, Environment and Security: Oakland, California.
- DANIS P., (2003), Dessalement de l’eau de mer. Techniques de l’Ingénieur, traité Génie des procédés,J2 700.
- Danoun R., (2007), Desalination Plants: Potential impacts of brine discharge on marine life, Final Project, The University of Sydney ,Australia.
- Dawoud Mohamed A. and Al Mulla Mohamed M. (2012), Environmental Impacts of Seawater Desalination: Arabian Gulf Case Study, *International Journal of Environment and Sustainability* | Vol. 1 No. 3, pp. 22-37.
- Doneker R. L. and G. H. Jirka (2007) “CORMIX user manual – a Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters” U.S. environmental Protection Agency, U.S. environmental Protection Agency, 236 pages.
- Ellison, T. H., & Turner, J. S. (1959). Turbulent entrainment in stratified flows. *Journal of Fluid Mechanics*, 9, 423–448.
- Fan L., (1967), Turbulent buoyant jets into stratified or flowing ambient fluids, W. M. Keck Lab. of Hydraulics and Water Resources, California Institute of Technology, Rep. KH-R-15.
- Fan L. and Brooks N., (1969), Numerical solutions of turbulent buoyant jet problems, W. M. Keck Lab. of Hydraulics and Water Resources, California Institute of Technology, Rep. KH-R-18.
- Fernández-Torquemada,Y .González-Correa,J.M and Sánchez-Lizaso, J.L (2012), Echinoderms as indicators of brine discharge impacts, *Desalination and Water Treatment* 51 (2013) 567–573.

- Fernández-Torquemada, Y. Sánchez-Lizaso, J.L. (2013), Effects of salinity on seed germination and early seedling growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 119, p. 64-70.
- Ferrari, S., and Querzoli, G. (2010). Mixing and re-entrainment in a negatively buoyant jet. *Journal of Hydraulic Research*, 48, 632–640.
- Frick, W.E., et al. (2003) “Dilution Models for Effluent Discharges 4th Edition (Visual Plumes)” U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 148 pages.
- Frick, W. (2004) “Visual Plumes mixing zone modeling software” *Journal of Environmental Modeling & Software*, 19 (7-8), 645-654.
- Fischer H., List E., Koh R., Imberger J. and Brooks N., (1979), *Mixing in inland and coastal waters*, Academic Press, New York
- Hauenstein, W., & Dracos, T. H. (1984). Investigation of plume density currents generated by inflows in lakes. *Journal of Hydraulic Research*, 22(3), 157–179.
- Hoepner, T., Lattemann, S. (2003) Chemical impacts from seawater desalination plants: A case study of the northern Red Sea, *Desalination* 152 (2003) 133–140.
- Huang H., Fergen R., Proni J. and Tsai J., (1998), Initial dilution equations for buoyancy-dominated jets in current, *J. Hydr. Engg.*, 124(1), 105-108.
- Hwang R., Chiang T. and Yang W., (1995), Effect of ambient stratification on buoyant jets in cross-flows, *J. Engg. Mech.*, 121(8), 865-872.
- Jamaly, S. et al. (2014), A short review on reverse osmosis pretreatment technologies, *Desalination* volume 354, 1 December 2014, Pages 30–38
- Jenkins, S.A. and al (2013), Management of brine discharge to coastal water, recommendations of science advisory panel. Southern California coastal water research project, Tech. Rpt. 694
- Jirka, G. H. (2006). Integral model for turbulent buoyant jets in unbounded stratified flows. Part 2: Plane jet dynamics resulting from multiport diffuser jets. *Environmental Fluid Mechanics*, 6, 43–100.
- Jirka, G. H. (2008). Improved discharge configuration for brine effluents from desalination plants. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134, 116–120.
- Jirka G. and Lee J., (1994), Waste disposal in the ocean, in “Water quality and its control”, Hino M. (ed.), *Hydraulic Structures Design Manual 5*, A. A. Balkema, Rotterdam (NL), 193-242.
- Jirka G. and Doneker R., (1991), Hydrodynamic classification of submerged single-port discharges, *J. Hydr. Engg.*, 117(9), 1095-1112.
- Kikkert, G. A., Davidson, M. J., & Nokes, R. I. (2007). Inclined negatively buoyant discharges. *Journal of Hydraulic Engineering Division of the American Society of Civil Engineers*, 133, 545–554.
- Kim, H.S et Craig .S, 2001. Fate and Transport Modeling of Contaminants in Salem Sound. Applied Science Associates, Inc (ASA). Report to the Marine Monitoring and Research Technical Series, MMRTS-01-01. 12 p.
- Koh R. and Brooks N., (1975), Fluid mechanics of wastewater disposal in the ocean, *Ann. Rev. Fluid Mech.*, 7, 187-211.
- Lattemann, S. (2010), development of an environmental impact assessment and decision support system for seawater desalination plants, Phd Thesis in Delft, The Netherlands.

- Lattemann, S. and Höpner, T., (2003), "Seawater Desalination: Impacts of Brine and Chemical Discharge on the Marine Environment", Desalination Publications, L'Aquila, Italy.
- Lattemann, S. And Hoepner, T. (2008), Environmental impact and impact assessment of seawater desalination, Desalination, Vol. 220, pp. 1–15.
- Lee J. and Cheung V., (1990), Generalized Lagrangian model for buoyant jets in current, J. Env. Engg., 116(6), 1085-1106.
- Lee J. and Cheung V., (1990), Generalized Lagrangian model for buoyant jets in current, J. Env. Engg., 116(6), 1085-1106.
- Lee J. and Neville-Jones P., (1987), Initial dilution of a horizontal jet in a crossflow, J. Hydr. Engg., 113(5), 615-629.
- Mabrook, B. (1994), Environmental impact of waste brine disposal of desalination plants, Red Sea, ÉGYPTE. Desalination, Vol. 97, pp.453-465.
- Mandri, (2011), étude paramétrique du procédé de dessalement de l'eau de mer par congélation sur paroi froide, Thèse de doctorat de l'université Claude Bernard Lyon .
- Maurel . A., (2006), Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres, 2e édition TEC&DOC286p
- Méricq ,J.P.(2009), Approche intégrée du dessalement d'eau de mer : distillation membranaire sous vide pour la réduction des rejets salins et possibilités de couplage avec l'énergie solaire . thèse de doctorat de l'université de Toulouse,
- Mericq, J.-P. and al. (2010) Vacuum membrane distillation of seawater reverse osmosis brines., Water research 44, 5260–73.
- Mericq, J.P. and al. (2011) Evaluation of systems coupling vacuum membrane distillation and solar energy for seawater desalination, Chemical Engineering Journal, Elsevier B.V. 166, 596–606.
- Morton B., Taylor G. and Turner J., (1956), Turbulent gravitational convection from maintained and instantaneous source, Proc. Roy. Soc. Lon., A234, 1-23.
- Moustiri (2011), Strategy and Indicators Water Sector in Algeria, Ministry of Water Resources, Algiers, Algeria.
- Mozas, M. et Ghosn, A. (2013), État des lieux du secteur de l'eau en Algérie, IPMEED (Octobre 2013).
- NRC (2008): Desalination: A National Perspective, Committee on Advancing Desalination Technology, Water Science and Technology Board, Division on Earth and Life Studies, National Research Council of the National Academies
- Papanicolaou P., (1984), Mass and momentum transport in a turbulent buoyant axisymmetric jet, Ph.D. Thesis, W. M. Keck Lab. of Hydraulics and Water Resources, California Institute of Technology, USA.
- Papakonstantis, I. G., Christodoulou, G. C., & Papanicolaou, P. N. (2011). Inclined negatively buoyant jets 1: Geometrical characteristics. Journal of Hydraulic Research, 49, 3–12.
- Petrenko A., Jones B. and Dickey T., (1998), Shape and initial dilution of Sand Island, Hawaii sewage plume, J. Hydr. Engg., 124(6), 565-571.
- 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, UNEP (DEC)/ MED WG.183/Inf.6, Athènes.
- Rashad, D. (2007), Desalination Plants: Potential impacts of brine discharge on marine life, Final Project, The University of Sydney ,Australia.

- Ridge M.M., (2002), Three dimensional simulation of pollutant dispersion in coastal Water . Phd thesis , university of barcelona
- Roberts P., (1979), Line plume and ocean outfall dispersion, *J. Hydr. Div.*, 105(4), 313-331.
- Roberts P., (1987), Initial dilution prediction for ocean outfalls, in “Marine Disposal of Wastewater”, Ludwig R. and Almeida S. (eds.), Pergamon Press, 121-130.
- Roberts P., (1994), Jets and plumes and ocean outfall design, in “Recent Advances in the Fluid Mechanics of Turbulent Jets and Plumes”, Davies P. and Valente Neves M. (eds.), NATO ASI Series, Kluwer Academic Pub., 441-464.
- Roberts, P. J. W., Ferrier, A.,and Daviero, G. (1997). Mixing in inclined dense jets. *Journal of Hydraulic Engineering Division of the American Society of Civil Engineers*, 123, 693–699.
- Roberts, P. J. W.,and Toms, G. (1987). Inclined dense jets inflowing current. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*, 113(3), 323–341.
- Roberts P., Snyder W. and Baumgartner D., (1989a), Ocean outfalls I: Submerged wastefield formation, *J. Hydr. Engg.*, 115(1), 1-25.
- Roberts P., Snyder W. and Baumgartner D., (1989b), Ocean outfalls II: Spatial evolution of submerged wastefield, *J. Hydr. Engg.*, 115(1), 26-48.
- Roberts P., Snyder W. and Baumgartner D., (1989c), Ocean outfalls III: Effect of diffuser design on submerged wastefield, *J. Hydr. Engg.*, 115(1), 49-70.
- Rouse H., Yih C-S. and Humphreys H., (1952), Gravitational convection from a boundary source, *Tellus*, 4, 201-210.
- Rovel , J.M., (2012), Dessalement de l'eau de mer, *Technique de l'Ingénieur*
- Simpson, J. E. (1987). *Density Currents: In the environment and the laboratory*. Chichester, U.K.:Ellis Horwood Ltd.
- Shunya, I., Shiger, S. and Ayako, M. (1994), The lethal effect of hypertonic solutions and avoidance of marine organisms in relation to discharged brine from desalination plant. *Desalination*. Vol. 97, pp.389-399.
- Socolofsky, S. A et Jirka, G. H, (2004). *Common Water Quality Models*. [Http://ceprofs.tamu.edu/ssocolofsky/CVEN489/Book/Book.htm](http://ceprofs.tamu.edu/ssocolofsky/CVEN489/Book/Book.htm).
- Suresh, P. R., Srinivasan, K., Sundararajan, T., & Sarit, D. K. (2008). Reynolds number dependence of plane jet development in the transitional regime. *Physics of Fluids*, 20, 1–12.
- Swift, A.H.P. Lu,H. , *Zero Discharge Waste Brine Management for Desalination Plants*, University of Texas El Paso, El Paso, TX, DRDP. Report No. 89,December 2002.
- Tsanis I. and Valeo C., (1994), *Mixing zone models for submerged discharges*, *Environmental Hydraulics Vol. I*, Computational Mechanics Pub., Southampton, UK.
- Turner, J. S. (1966). Jets and plumes with negative or reversing buoyancy. *Journal of Fluid Mechanics*, 26(1966), 779–792.
- UNEP/MED (2002a). *Assessment of the sea water desalination activities in the Mediterranean region and environmental impacts*. UNEP(DEC)/MED WG.205/3, Athens.
- UNEP/MED (2002b). *Recommendations for the preparation of guidelines for the management of sea water desalination in the Mediterranean region*. (UNEP(DEC)/MED WG.205/4), Athens.

UNEP/MAP (2003), dessalement de l'eau de mer en méditerranée évaluation et lignes directrices, MAP Technical Reports Series No. 139, Athens.

Victorian Desalination Project Document Structure (2013), Environmental Effects of Desalination Plant, Volume 3.

Wade, N.M. and R.S. Fletcher (1995), Energy allocation and other factors in the increasing water cost in desalination and dual purpose power/water plants. proc. of IDA World Congress, Abu Dhabi, Nov. 1995, vol. III, pp.363-380

Wallace B. and Wright J., (1984) , Spreading Layer of Two-Dimensional Buoyant Jet, Journal of Hydraulic Engineering . 110(6).

Wang H. and Davidson M., (1999), Modeling merging jets in a co-flowing environment, Proc. 28th IAHR Congress, Graz.

Winters, H., Isquith, I.R. and Bakish, R. (1979): Influence of desalination effluents on marine ecosystems. Desalination 30, 403-410.

Wong D., (1985), Buoyant jet entrainment in stratified flows, Ph.D. Thesis, Univ. of Michigan, Ann Arbor, Michigan, USA.

Wood I., Bell R. and Wilkinson D., (1993), Ocean disposal of wastewater, Adv. Series on Ocean Engg., Vol 8, World Scientific Pub., Singapore

Wright S., (1977), Mean behaviour of buoyant jets in a crossflow, J. Hydr. Div., 103, 499-513.

Wright S., (1977), Effects of ambient crossflows and density stratification on the characteristic behaviour of round turbulent buoyant jets, Rep. KH-R-36, W.M. Keck Lab. of Hydr. and Water Resources., California Inst. of Technol., Pasadena, California, USA.

Zeitoun, M. A., Reid, R. O. Mc Hilhenny, W. F., & Mitchell, T. M. (1972). Model studies of outfall systems for desalination plants. Research and Development Progress Report No. 804, Office of Saline Water, U.S. Department of the Interior, Washington, DC, USA.

Zimmerman, R. (1999), The Larnaca seawater desalination plant. Environmental impact , Assessment Report