

N° d'ordre : 4065

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : CERNE2D

Structure de Recherche : LS3MN2E

Discipline : Chimie de l'environnement

Spécialité : Sciences de l'environnement

Présentée et soutenue le 28/02/2025 par :

Driss Azdem

**Étude physicochimique des impacts environnementaux des effluents des stations de dessalement Sur l'écosystème marin
Cas de la station de Douira, Agadir**

JURY

Abdelaziz SABBAR	PES	Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat	Président
Hayat LOUKILI	MCH	Faculté des Sciences et Techniques de Mohammedia	Examineur/Rapporteur
Omkaltoume EL FATNI	MCH	Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat	Examineur/Rapporteur
Najwa LABJAR	PES	Ecole Nationale Supérieure d'Arts et Métiers - Rabat	Examineur/Rapporteur
Hanane BENQLILOU	Experte	Office National de l'Electricité et de l'Eau Potable, Rabat	Examineur
Jamal MABROUKI	MC	Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat	Co-Directeur
SOUAD EL HAJJAJI	PES	Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat	Directrice

Année Universitaire : 2024/2025

Dédicace

À mes parents bien-aimés,

Vous êtes mon pilier, ma source inépuisable de sagesse et d'amour.

Votre soutien inconditionnel, vos sacrifices et vos encouragements ont illuminé mon chemin. Ce travail est le fruit de vos valeurs et de votre bienveillance.

À mes chères sœurs, **Nadia** et **Laila**, et à mon frère **Mahmoud**,

Vous avez toujours été là, dans les moments de joie comme dans les épreuves. Votre présence et votre affection ont été une force précieuse tout au long de ce parcours.

À ma chère épouse, **Saïda**,

Ta patience, ton amour et ton indéfectible soutien m'ont donné la force d'aller au bout de ce travail. Merci d'avoir été à mes côtés à chaque instant.

À ma précieuse petite fille, **Lina**,

Tu es ma plus belle source de motivation, mon rayon de soleil. Je te dédie ce travail avec tout mon amour, en espérant qu'il puisse t'inspirer à poursuivre tes rêves avec passion et détermination.

Que ce travail soit un témoignage de ma profonde gratitude et de mon amour pour vous tous.

Remerciements

Avant tout, je dois remercier ALLAH le tout puissant qui m'a donné le courage, la volonté et la force pour mener à terme ce travail. Cette thèse est le fruit de quatre années de travail ardu, elle n'aurait pu être menée à bien sans le soutien et les conseils d'un grand nombre de personnes dont je suis profondément redevable.

Le travail présenté dans ce mémoire de thèse a été réalisé au sein du Laboratoire de Spectroscopie, Modélisation Moléculaire, Matériaux et Environnement (LS3MN2E).

Je tiens tout d'abord à exprimer ma plus profonde gratitude à mon encadrante, Professeur **Souad EL HAJJAJI**, de m'avoir accueilli dans son laboratoire et d'avoir consacré son temps, ses efforts et sa patience à la direction de cette thèse ainsi qu'à la confiance qu'elle m'a accordé pendant la réalisation de ce travail. Veuillez trouver ici le témoignage de ma profonde reconnaissance et ma grande estime.

Je souhaite également, exprimer ma profonde gratitude et mon estime à l'égard de mon co-encadrant, le professeur **Jamal MABROUKI**, pour avoir accepté de m'accompagner tout au long de l'accomplissement de ce travail. Je le remercie sincèrement pour la confiance qu'il m'a témoignée, pour la richesse et la qualité de son encadrement scientifique, ainsi que pour ses qualités humaines, que j'ai profondément appréciées. Mes sincères remerciements vont également à son soutien constant et disponible à chaque étape cruciale de ce projet

Mes remerciements et mes respects s'adressent également à **Abdelaziz SABBAR**, Professeur d'Enseignement Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat, d'avoir accepté de présider le Jury de cette thèse et d'examiner ce travail.

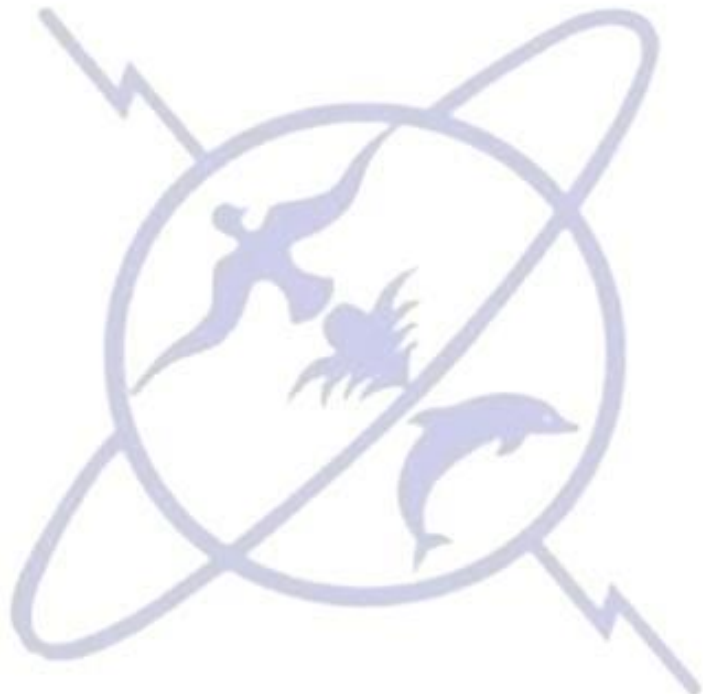
Ma reconnaissance s'adresse à **Hayat LOUKILI**, Professeur d'Enseignement Supérieur à Faculté des Sciences et Techniques de Mohammedia pour l'intérêt qu'elle a porté à ce travail en acceptant d'être rapporteur et membre de jury de cette thèse.

Madame **Omkaltoume EL FATNI**, professeure à la Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat, m'honore en acceptant d'être rapporteur et de participer au jury de thèse. Qu'elle me permette de lui exprimer mes vifs remerciements.

Mes remerciements s'adressent également à Madame **Najwa LABJAR**, professeure à l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers de Rabat, pour avoir accepté d'évaluer ce travail en tant que rapporteur et membre du jury.

Je tiens à remercier Mme **Hanane BENQLILOU**, d'avoir accepté d'être membre du jury et d'examiner mon travail de thèse.

J'exprime mes profonds remerciements à mes respectueux professeurs au sein du Laboratoire de LS3ME qui ont assuré notre formation théorique et pratique ainsi que tous les collègues, doctorants et personnel de Laboratoire.



Résumé

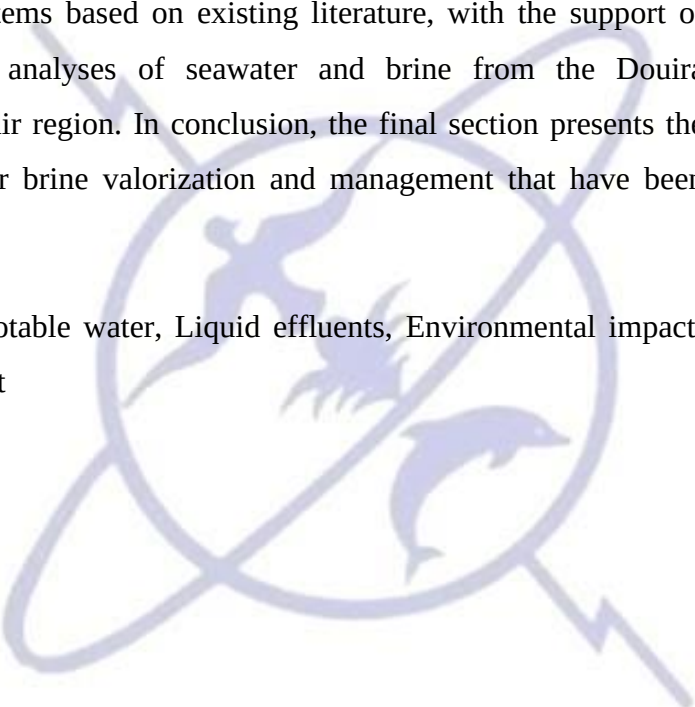
Le Maroc adopte de plus en plus le dessalement de l'eau de mer comme solution durable pour satisfaire les besoins croissants en eau potable. En raison de la diminution des ressources en eau douce et des enjeux posés par le changement climatique, le Maroc a financé divers projets de dessalement afin de garantir un approvisionnement constant en eau potable, notamment dans les zones côtières et arides. Cependant, bien que le dessalement constitue une solution prometteuse pour l'approvisionnement en eau, il suscite des préoccupations environnementales, notamment concernant la gestion des sous-produits générés par ce processus (la saumure concentrée en sels, les métaux lourds, des substances chimiques et des composés organiques). Ces rejets se diffusent rapidement dans l'eau de mer, sans provoquer d'effets environnementaux significatifs à court terme. Toutefois, à long terme, un rejet massif de ces substances pourrait perturber l'équilibre chimique de l'eau marine, avec des conséquences potentiellement graves pour la biodiversité et les écosystèmes marins, affectant tant la faune que la flore sous-marine. Ce travail vise à analyser et optimiser la gestion des effluents liquides produits par les stations de dessalement, dans le but de minimiser leur effet sur l'environnement. Dans un premier temps, il dresse un état des lieux des pratiques de dessalement à l'échelle mondiale et au Maroc, en passant en revue les différentes technologies utilisées ainsi que les effluents associés. La seconde partie examine, sur la base de la littérature existante, la composition et les effets de ces rejets sur les écosystèmes marins, en s'appuyant sur des analyses physico-chimiques et bactériologiques réalisées sur l'eau de mer et la saumure provenant de la station de dessalement de Douira, située dans la région d'Agadir. Enfin, la dernière partie présente les diverses approches et technologies de valorisation et de gestion des saumures appliquées au site étudié.

Mots clés : Dessalement d'eau de mer, Eau potable, Effluents liquides, Impact environnemental, Biodiversité marine, Gestion des saumures

Abstract

The Kingdom of Morocco is progressively adopting seawater desalination as a sustainable solution to meet the growing demand for drinking water. In light of the depletion of freshwater resources and the challenges posed by climate change, Morocco has financed several desalination projects to ensure a consistent supply of potable water, particularly in coastal and arid regions. Nevertheless, while desalination offers a promising solution for water supply, it also raises environmental concerns, particularly concerning the management of by-products generated by this process (brine concentrated in salts, heavy metals, chemicals, and organic compounds). These discharges diffuse rapidly into seawater, with minimal short-term environmental impact. However, in the long term, substantial discharges of these substances could disrupt the chemical balance of marine water, with potentially severe consequences for biodiversity and marine ecosystems, affecting both marine fauna and flora. This study aims to analyze and optimize the management of liquid effluents produced by desalination plants to minimize their environmental impact. Firstly, an overview of desalination practices is provided on a global scale, as well as in Morocco. The different technologies employed and the associated liquid effluents are reviewed. The second part of the study examines the composition and effects of these discharges on marine ecosystems based on existing literature, with the support of physicochemical and bacteriological analyses of seawater and brine from the Douira desalination plant, located in the Agadir region. In conclusion, the final section presents the various approaches and techniques for brine valorization and management that have been applied to the study site.

Keywords : Seawater desalination, Potable water, Liquid effluents, Environmental impact, Marine biodiversity, Brine management



Liste des figures

Figure 1: Répartition des réservoirs d'eau sur Terre et leurs Volumes Relatifs.	26
Figure 2: Principales Sources de Carbone Organique Dissous dans l'Océan.	31
Figure 3: Concentration de Carbone Organique Dissous (COD) dans la mer.....	31
Figure 4: Concentration de COP et NOP dans les eaux Marines.	34
Figure 5: Classification des Groupes de Phytoplancton en Fonction de la Taille.	34
Figure 6: Répartition des substances dissoutes dans l'eau de mer.....	36
Figure 7: Impact économiques du dessalement sur les secteurs dépendants de l'eau.....	37
Figure 8: Principales étapes de dessalement d'eau de mer.....	41
Figure 9: Procédés de dessalement.	42
Figure 10: Distillateur à simple effet.....	43
Figure 11: Distillation à multiple effets (MED)	44
Figure 12: Distillation flash à étages multiples (MSF).....	45
Figure 13: Distillation à compression de vapeur.	46
Figure 14: L'électrodialyse (ED)	47
Figure 15: Osmose inverse	48
Figure 16: Schéma de la distillation membranaire	48
Figure 17: Procédés de congélation.....	49
Figure 18: Procédés d'osmose	51
Figure 19: L'osmose inverse	51
Figure 20: Impacts environnementaux des usines de dessalement.....	53
Figure 21: Vue aérienne de la station de dessalement de Douira.....	61
Figure 22: Variation Mensuelle de Température à Agadir.....	62
Figure 23: Pluviométrie de la ville d'Agadir.....	63
Figure 24: Diagramme Ombrothermique de la province d'Agadir	64
Figure 25: Distribution Mensuelle de l'Ensoleillement Moyen Quotidien à Agadir (h/j)	65
Figure 26: Les Températures Maximales, Moyennes et Minimales de l'eau de mer.....	66
Figure 27: Évolution Mensuelle du Taux d'Humidité Relative à Agadir	66
Figure 28: Rose des Vents des distribution des Fréquences et Vitesses du Vent à Agadir.....	67
Figure 29: Composants essentiels d'une installation d'osmose inverse	68
Figure 30: Principaux équipements de la station de Douira d'Agadir.....	69
Figure 31: Prise de l'eau de mer.....	72
Figure 32: Schéma explicatif qui regroupe les deux types de prétraitement.	73

Figure 33: Schéma simplifié de l'étape d'osmose inverse.....	74
Figure 33: Poste traitement.....	75
Figure 34: localisation des stations d'échantillonnage	79
Figure 35: Spectromètre de masse à plasma à couplage inductif	87
Figure 36: Spectromètre d'absorption atomique avec système hydride.....	87
Figure 37: la température de l'eau de mer de différents stations de la ville d'agadir.....	98
Figure 38: Variation du pH des six points de prélèvement de la ville d'agadir.....	99
Figure 39: la conductivité électrique des six points de prélèvement de la ville d'agadir.....	100
Figure 40: Concentrations du chlore dans l'eau étudiée	101
Figure 41: Alcalinité totale de l'eau étudié de différents points de prélèvement.....	102
Figure 42: Dureté Totale de l'eau étudiée	103
Figure 43: Concentration en Ca^{2+}	104
Figure 44: Concentration en Mg^{2+}	105
Figure 45: Evolution de la turbidité des sites d'études.	106
Figure 46: Concentration en sulfate dans les points étudiés.....	107
Figure 47: Concentrations en nitrates et nitrites dans les eaux étudiées.....	108
Figure 48: Distribution cd (a), mercure (b), plomb (c), zinc (d) et du fer (e).....	109
Figure 49: Représentation des Facteurs d'Enrichissement (EF).....	114
Figure 50: Évaluation des Facteurs de Contamination (FC)	115
Figure 51: Analyse du Degré de Contamination (Cd).....	116
Figure 52: Distribution du Degré de Contamination Modifié (mCd).....	117
Figure 53: Indice de charge polluante (PLI).....	118
Figure 54: Indice géochimique (Igeo) des métaux lourds.	119
Figure 55: Le Potentiel d'évaluation du risque écologique (RI) pour chaque station.....	120
Figure 56: Quotient moyen des ERM (mERM-Q).....	121
Figure 57: Indice potentiel de toxicité aiguë (ΣTU).....	122
Figure 58: Diagramme des composantes dans l'espace tourné pour les paramètres étudiés.	140
Figure 59: les coefficients de corrélation de Pearson.....	146
Figure 60 : Projection des métaux lourds dans le plan des composantes principales (PC1-PC2).....	147

Liste des tableaux

Tableau 1: Composition chimique de l'eau de mer.....	27
Tableau 2: Concentrations et Impacts des Éléments Traces Métalliques dans l'eau de Mer....	27
Tableau 3: Concentrations moyennes des principaux nutriments dissous dans l'eau de mer. 28	
Tableau 4: Composition chimique et concentration de la matière organique dissoute.	33
Tableau 5: la Consommation Énergétique des Principales Technologies de Dessalement.....	40
Tableau 6: Effets de l'Augmentation de la Salinité sur la Biodiversité Marine	54
Tableau 7: Concentrations de Métaux Lourds dans les Eaux et Sédiments.	55
Tableau 8: Produits chimiques utilisés dans le prétraitement des stations de dessalement.....	55
Tableau 9: Effets des Rejets des Usines de Dessalement sur les Écosystèmes Marins.....	57
Tableau 10: Méthodes de gestion des rejets de saumure et défis environnementaux associés.	58
Tableau 11: Paramètres de qualité de l'eau commercialisée	70
Tableau 12: Fiche technique de la station de dessalement d'Agadir.....	75
Tableau 13: caractéristiques de chaque site d'échantillonnage le long du littoral d'Agadir.	79
Tableau 14: Lignes directrices pour l'évaluation de la qualité des sédiments (SQGs).....	88
Tableau 15: Classification du facteur d'enrichissement (FE) et statut des sédiments.	90
Tableau 16: Classification des niveaux de contamination des sédiments.	90
Tableau 17: Principales classes du degré de contamination (Cd).....	91
Tableau 18: Classes définies par l'index mcd.	92
Tableau 19: Classification de l'indice géochimique de pollution des sédiments (Igeo).	93
Tableau 20: Classification des niveaux de risque écologique pour les métaux lourds.....	94
Tableau 21: Les niveaux de contamination évalués par le mERM-Q.	94
Tableau 22: Classification des Niveaux de Toxicité Potentielle des Sédiments.	95
Tableau 23: Résultats d'analyse des métaux lourds dans les sédiments échantillonnés.....	113
Tableau 24: Évaluation des Indices de Contamination par les Métaux Lourds.....	122
Tableau 25: Matrice de corrélation de Pearson pour les paramètres physico-chimiques.....	139
Tableau 26: corrélation de Pearson entre les métaux lourds dans l'eau de mer.....	140
Tableau 27: corrélation de Pearson des métaux et les paramètres physico-chimiques l'eau de mer.	141
Tableau 28: ACP des concentrations de métaux lourds dans les sédiments.....	148

Liste d'abréviations

ACP : Analyse en Composantes Principales

ANOVA : Analyse de variance à deux facteurs

Cd : degré de contaminations

CF : facteurs de contaminations

COD : Carbone Organique Dissous

COP : Carbone Organique particulaire

Cl : chlore

DM : Dessalement membranaire

DMV : Distillation membranaire sous vide

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ONU : Organique Nations Unies

Gt : gigatonnes

MOD : Matière Organique dissoute

FPM : Faible poids moléculaire

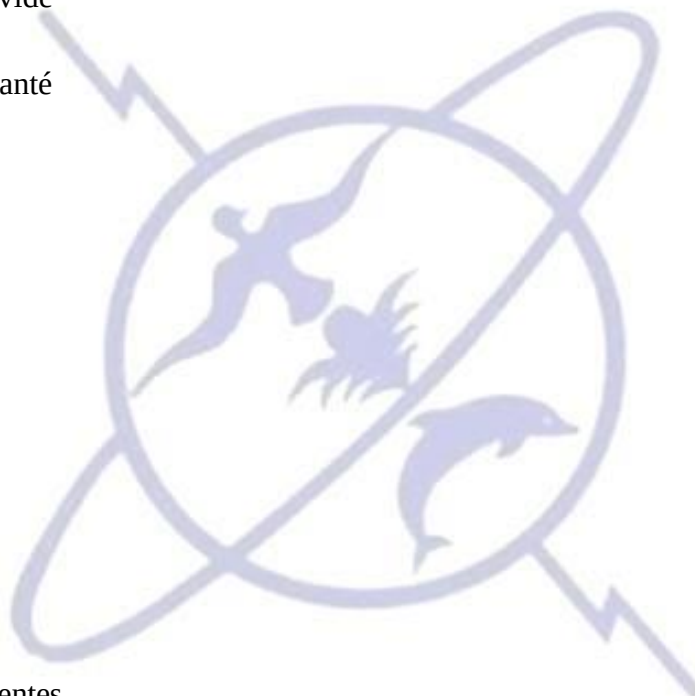
HPM : Haut poids moléculaire

NOP : L'azote organique particulaire

PET : Cellules exo polymères transparentes

Na⁺: Sodium

Mg²⁺: Magnésium



MOP: Matière Organique particulaire

ONU: Organisation à but non lucratif

IDA : Association Internationale de Dessalement

PNE : Plan National de l'Eau

ONEE : Office National de l'Electricité

MED : Distillation à multiple effects

MVC : Distillation à Compression de Vapeur

ED : Electrodialyse

OI : Osmose Inverse

DM : Distillation Membranaire

UF: Ultrafiltration

MF: Microfiltration

MSF : Flash multi-étage

UPM : Membranes ultra-perméables

TVC : Compression thermique de vapeur

EDTA : Acide éthylène diamine tétra acétique

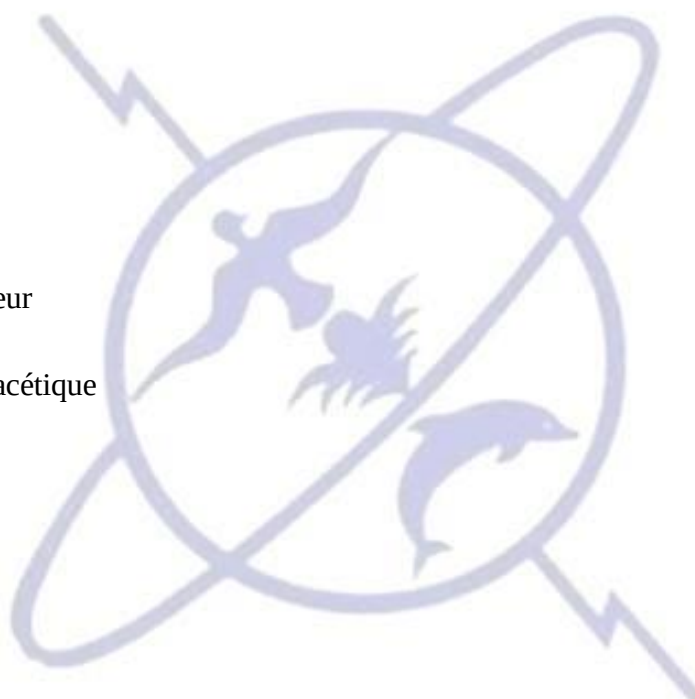
°C : degré Celsius

m³: mètre cube

PRV : Plastique renforcé de verre

m³/j : mètre cube par jours

SDI : Indice de colmatage des membranes



UTN : Unité de Turbidité Néphélométrique

pH : potentiel d'hydrogène

TAC : Titre alcalimétrique complet

TA : Titre alcalimétrique

ICP-MS : Spectromètre de masse à plasma à couplage inductif

TEL : Threshold Effects Level

MET : Minimal Effects Threshold

PEL : Probable Effects Level

LEL : Lowest Effect level

ERL : Effects Rang low

PEC : Probable Effect concentration

TEC : Threshold Effect Concentration

FE : Facteur d'Enrichissement

mCd : degré de contamination modifié

PLI : L'Indice de géo-accumulation

ETM : Eléments traces métalliques

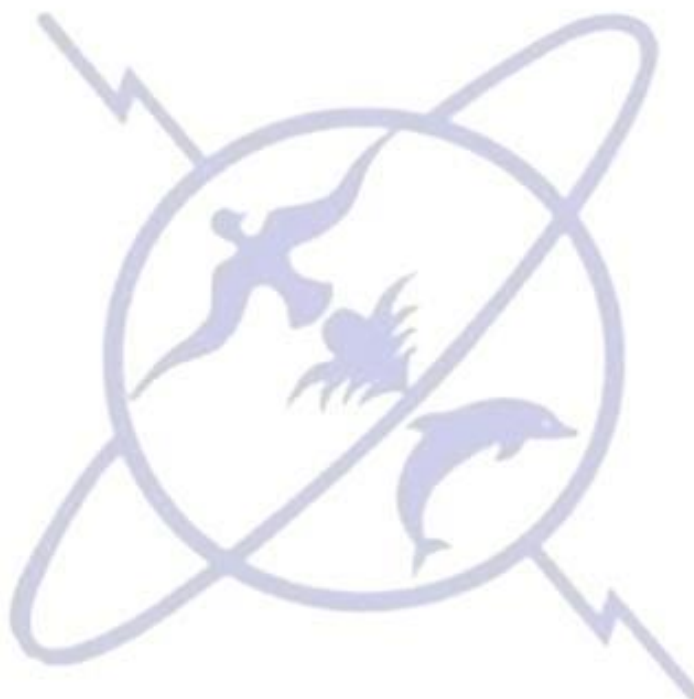


Table des matières

<i>Dédicace</i>	i
Remerciements	ii
Résumé	iv
Abstract	v
Liste des figures	vi
Liste des tableaux	viii
Liste d'abréviations	ix
Table des matières	xii
Introduction générale	18
Introduction générale	19
Chapitre I : Revue bibliographie	21
I. Contexte générale	22
II.1 Pénurie de l'eau.....	22
I.2 Pollution des eaux	23
I.3 Dessalement des eaux	24
II. Composition de l'eau de mer	25
II.1 Composition inorganique.....	26
II.1.1 Éléments essentiels	26
II.1.2 Éléments traces métalliques.....	27
II.1.3 Les composants nutritionnels.....	28
II.1.3.1 Azote et Nitrate	29
II.1.3.2 Ammoniac.....	29
II.1.3.3 Phosphore.....	29
II.1.3.4 Siliciums	30
II.2 Composés organiques	30
II.2.1 Matières organiques dissoutes	30
II.2.1.1 Cycle de la Matière Organique Dissoute dans les écosystèmes marins.....	32
II.2.1.2 Composition chimique de la MOD	32
II.2.2 Matières organiques particulières	33
II.3 Conclusion	35

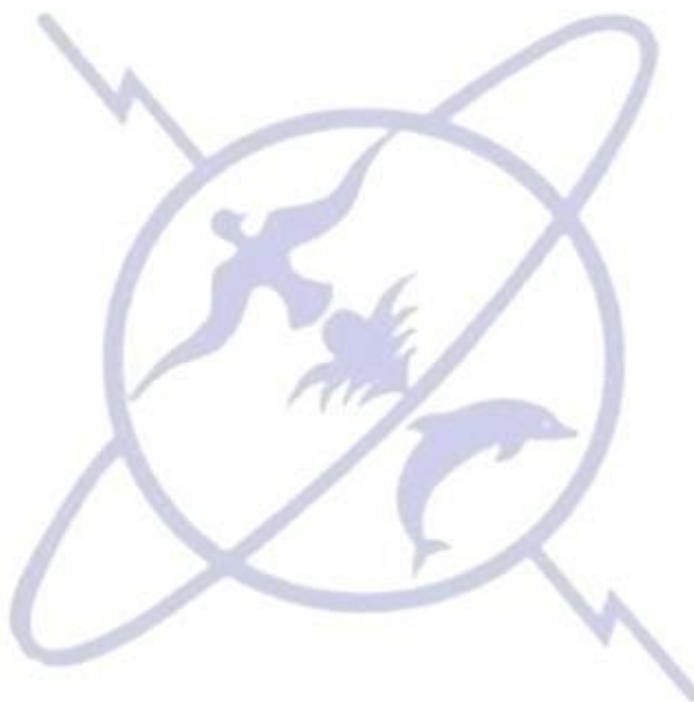
III. Situation mondiale du dessalement.....	36
III.1 Introduction.....	36
III.2 Evolution historique.....	36
III.3 Capacités mondiales de dessalement	37
III.4 Capacités de dessalement par région	38
III.4.1 Moyen-Orient et Afrique du Nord (MENA)	38
III.4.2 Europe.....	38
III.4.3 Amérique du Nord	39
III.4.4 Etat des lieux au Maroc	39
III.5 Conclusion	39
IV. Procédés de dessalement de l'eau de mer.....	40
IV.1 Introduction.....	40
IV.2 Prise de l'eau de mer.....	40
IV.3 Les procédés de dessalement	41
IV.4.1 Les procédés de distillation.....	42
IV.4.1.1 Distillation à simple effet.....	43
IV.4.1.2 Distillation à multiple effets (MED)	43
IV.4.1.3 Distillation flash à étages multiples (MSF)	44
IV.4.1.4 Distillation à compression de vapeur (MVC)	45
IV.4.2 Les procédés membranaires	46
IV.4.2.1 L'électrodialyse (ED)	46
IV.4.2.2 L'Osmose inverse (OI)	47
IV.4.2.3 Distillation membranaire (MD)	48
IV.4 Autres procédés.....	49
IV.5.1 Procédés hybrides	49
IV.5.2 La Congélation.....	49
IV.5 Description du dessalement d'eau de mer par osmose inverse	50
IV.6.1 Pression osmotique	50
IV.6.2 Mécanique de transfert	51
V. L'impact de dessalement sur l'environnement.....	52
V.1 Impacts du prélèvement d'eau d'alimentation	52
V.2 Impacts physico-chimiques.....	52
V.2.1 Salinité	53
V.2.2 Température	54
V.2.3 Contaminants.....	55

V.3 Impact Écologique des Rejets des Usines de Dessalement.....	56
VI. Rejet de saumure dans l'environnement	57
V. Conclusion.....	58
Chapitre II : Présentation et descriptif du site d'étude.....	60
I. Présentation de la station de dessalement d'eau de mer de Douira.....	61
I.1 Situation géographique	61
I.2 Description du milieu physique	61
I.2.1 Climatologie	61
I.2.2 Température	62
I.2.3 Pluviométrie.....	62
I.2.4 Diagramme ombrothermique	63
I.2.5 L'ensoleillement	64
I.2.6 Température de l'eau	65
I.2.7 Humidité relative de l'air.....	66
I.2.8 Vent	67
I.3 Caractéristiques techniques de l'usine de dessalement de Douira.....	67
I.3.1 Technologie de dessalement	68
I.3.2 Capacité de production	68
I.3.3 Source d'énergie	69
I.3.4 Principales infrastructures.....	69
I.4 Caractéristiques de l'eau à traiter.....	70
I.5 Caractéristiques de l'eau commercialisable	70
I.6 Rejets de l'usine	71
II. Procédé de dessalement appliqué dans la station de Douira.....	71
II.1 Captage d'eau de mer et filtration primitive	71
II.2 Prétraitement	72
II.2.1 Prétraitement physique	72
II.2.2 Prétraitement chimique.....	72
II.3 L'osmose inverse	73
II.4 Post traitement	74
III. Conclusion.....	75
Chapitre III : Matériels et méthodes	77
I. Introduction	78
II. Analyses physico-chimiques des eaux traitées	78

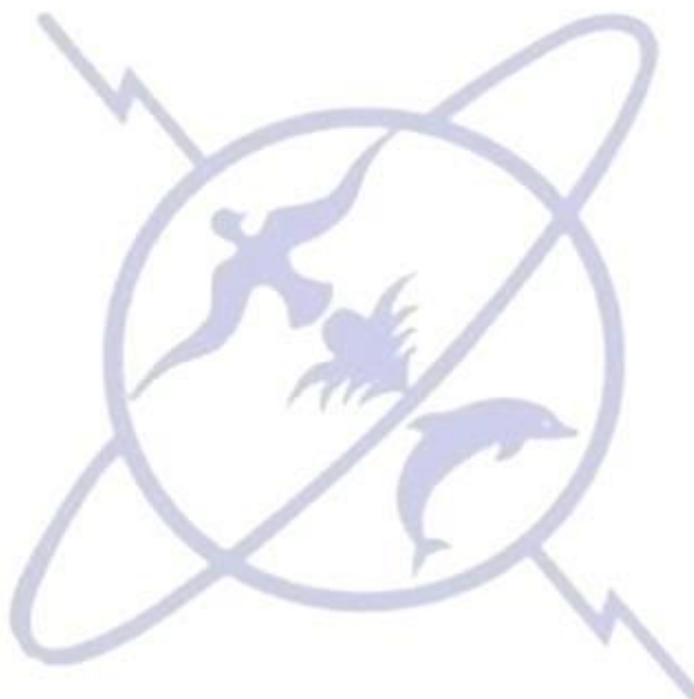
II.1	Prélèvement et échantillonnage.....	78
II.1.1	Sites de prélèvement	78
II.1.2	Mode de prélèvement des eaux de mer.....	79
II.1.2	Prélèvement des Sédiments	80
II.2	Méthodes d'analyse.....	80
II.2.1	Paramètres organoleptiques	80
II.2.1.1	Test de la couleur	80
II.2.1.2	Test de l'odeur	81
II.2.1.3	Mesure de la turbidité	81
II.2.2	Paramètres physico-chimiques	81
II.2.2.1	Mesure de la Température.....	82
II.2.2.2	Mesure de pH.....	82
II.2.2.3	Mesure de la conductivité	82
II.2.3	Mesure de l'Alcalinité	83
II.2.3.1	Titre alcalimétrique simple et complet (TA, TAC).....	83
II.2.4	Détermination des bicarbonates HCO_3^- et carbonates CO_3^{2-}	83
II.2.5	Mesure de chlore libre	84
II.2.6	Mesure de la Dureté Total	84
II.2.7	Mesure de calcium (Ca^{2+})	84
II.2.8	Mesure de Magnésium (Mg^{2+})	84
II.2.9	Mesure de solides totaux dissous ou salinité (TDS).....	85
II.3	Paramètres chimiques	85
II.3.1	Dosage des nitrites.....	85
II.3.2	Dosage de l'ammonium NH_4^+	85
II.3.3	Dosage de phosphate	85
II.3.4	Dosage de sulfate.....	86
II.4	Dosage des métaux lourds : plomb, fer, cadmium, mercure et zinc	86
II.4.1	Principe	86
II.4.2	Appareil de mesure	86
III.	Analyse des Indices de Contamination des Sédiments.....	88
III.1	Directives de qualité des sédiments (SOGs).....	88
III.2	Indices de pollution environnementale	89
III.2.1	Facteurs d'enrichissement (EF)	89
II.1.3	Facteurs de Contamination (FC).....	90

II.1.4	Degré de Contamination (Cd).....	91
II.1.5	Degré de contamination modifié (mCd).....	91
II.1.6	L'indice de charge polluante (PLI).....	92
II.1.7	L'index de Géo-accumulation (Igeo)	92
III.3	Indice d'évaluation des risques	93
III.3.1	Potentiel d'évaluation du risque écologique (RI)	93
III.3.2	Quotient moyen des ERM (mERM-Q).....	94
III.3.3	L'indice potentiel de toxicité aiguë (Σ TU).....	95
IV.	Approche Statistique et Analyse des Données	96
Chapitre IV :	Résultats et discussion	97
I.	Introduction	98
II.	Caractérisation de la qualité des eaux de mer	98
II.1	Paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau	98
II.1.1	Température.....	98
II.1.2	pH	99
II.1.3	Conductivité électrique.....	100
II.1.4	Ions chlores.....	101
II.1.5	Alcalinité totale (TAC).....	102
II.1.6	Dureté totale (TH)	103
II.1.7	Calcium Ca^{2+}	104
II.1.8	Magnésium Mg^{2+}	105
II.1.9	Turbidité	106
II.1.10	Sulfates	107
II.1.11	Nitrates et nitrites.....	107
II.2	Paramètres chimiques	108
II.2.1	Concentrations de métaux dans l'eau de mer.....	108
III.	Caractérisation de la contamination qualité des sédiments	112
III.1	Distribution des métaux lourds	112
III.2	Evaluation des indices environnementaux	114
II.1.1	Facteur d'enrichissement (EF).....	114
II.1.2	Degré de contamination modifié (mCd).....	116
II.1.3	L'indice de charge polluante (PLI).....	117
II.1.4	L'index de Géo-accumulation (Igeo)	118
III.3	Indices d'évaluation des risques	119

III.3.1	Potentiel d'évaluation du risque écologique (RI)	119
III.3.2	Quotient moyen des ERM (mERM-Q).....	120
III.3.3	L'indice potentiel de toxicité aiguë (Σ TU)	121
IV.	Etude statistique de la qualité des eaux de mer	124
IV.1	Statistique descriptive des paramètres physico-chimiques	124
IV.2	Statistique descriptive des Métaux lourds	138
IV.3	Corrélation et test ANOVA et MONOVA des paramètres physicochimiques	139
IV.4	Corrélation et test ANOVA et MONOVA des métaux lourds	142
V.	Etude statistique de la qualité des sédiments	145
V.1	Statistique descriptive des paramètres physico-chimiques	145.
V.2	Statistique descriptive des Métaux lourds	146
VI.	Conclusion	148
	Conclusion générale	150



Introduction générale



Introduction générale

Le Maroc, tout comme de nombreuses régions à travers le monde, est confronté à une augmentation de la demande en eau potable en raison de la croissance de la population, de l'évolution économique et de la diminution des ressources hydriques naturelles. Dans les régions côtières et arides, comme la zone d'Agadir, l'eau se transforme en une ressource essentielle. Le processus de dessalement de l'eau de mer est devenu essentiel pour faire face à cette demande croissante, notamment dans les régions où les réserves en eau douce sont limitées ou surexploitées. Toutefois, afin de répondre au défi de la rareté de l'eau, le dessalement demeure une solution adéquate et essentielle, particulièrement dans les zones arides et semi-arides. Cependant, il est essentiel d'examiner de manière approfondie les impacts environnementaux de cette technique, afin d'évaluer ses effets et de trouver des solutions efficaces pour les minimiser. Le procédé produit des effluents riches en sel, connus sous le nom de saumures, qui sont fréquemment associés à des métaux lourds et à des produits chimiques provenant des étapes de prétraitement. Lorsqu'ils sont déversés directement dans l'océan, ces rejets modifient la salinité et la qualité de l'eau, ce qui provoque des perturbations significatives dans les écosystèmes marins. Les rejets peuvent avoir un effet sur la faune et la flore indigènes en modifiant les habitats délicats et en entraînant, dans certaines situations, une diminution de la biodiversité. Au Maroc, divers projets de dessalement ont été lancés afin de satisfaire les besoins en eau des régions à forte demande, en particulier dans les secteurs agricole et touristique. La station de dessalement de Douira, localisée à proximité d'Agadir, illustre de manière significative cette évolution vers l'utilisation de l'eau de mer. Malgré son importance cruciale pour l'approvisionnement régional, cette activité engendre d'importantes quantités de saumures qui doivent être gérées de manière stricte afin de réduire leur répercussion sur l'écosystème marin. Les saumures rejetées augmentent la salinité et perturbent les espèces marines sensibles, aux changements environnementaux. Par ailleurs, la présence de métaux lourds, d'agents biocides et d'autres produits chimiques résiduels provenant des activités de maintenance et de nettoyage représente une menace additionnelle pour l'écosystème. La dilution naturelle dans l'environnement marin, bien que souvent considérée comme une mesure possible, peut se révéler inadéquate à long terme, ce qui souligne la nécessité de mettre en place des stratégies de gestion plus efficaces.

L'objectif principal de cette étude est de caractériser et d'évaluer les conséquences environnementales des déversements de saumure provenant de la station de dessalement de Douira. Il convient également d'étudier des solutions visant à améliorer la gestion des effluents, en proposant des alternatives permettant de diminuer l'impact écologique de ces installations. Cette recherche vise à apporter une contribution significative à la gestion durable des rejets de saumure au Maroc. En se concentrant sur le cas de la station de Douira, elle offre des perspectives pour une meilleure intégration de la gestion environnementale dans le secteur du dessalement. Les résultats de cette étude permettront non seulement d'améliorer les pratiques locales, mais aussi de fournir des recommandations applicables à d'autres installations de dessalement au Maroc et dans d'autres régions similaires.

Plus spécifiquement, cette étude se focalise sur les domaines suivants :

- Une analyse physico-chimique des effluents de la station de Douira a été réalisée dans le but d'identifier leur composition en sels, métaux lourds et autres substances chimiques.
- Évaluation des effets sur le milieu marin, notamment sur la qualité de l'eau et des sédiments, ainsi que sur les espèces biologiques locales.
- Proposition de stratégies de gestion et de valorisation des déchets afin de minimiser leur empreinte environnementale, en mettant en œuvre des approches durables qui tiennent compte des particularités régionales.

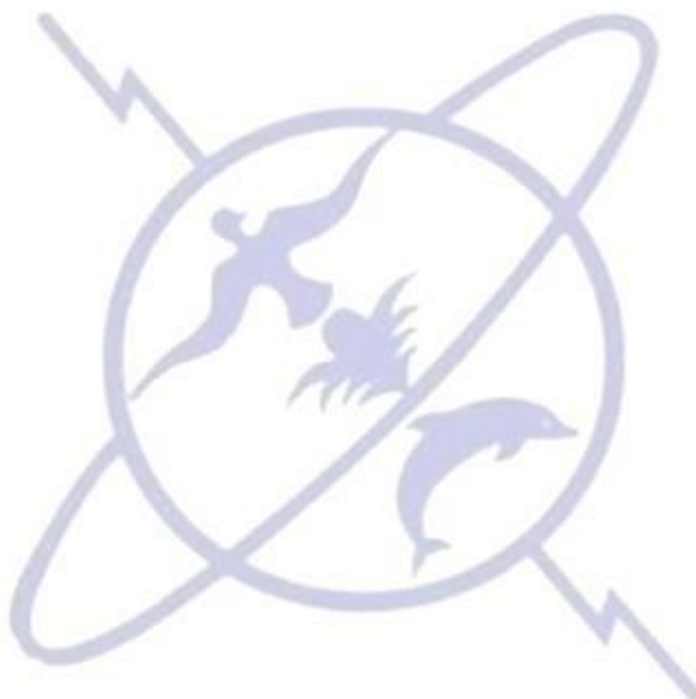
La présente thèse est articulée autour de quatre chapitres :

Les deux premiers chapitres proposent une revue de littérature sur les techniques de dessalement mises en œuvre au Maroc et à l'échelle internationale. Ils examinent également les conséquences environnementales liées à l'élimination de la saumure et les techniques de traitement de ces rejets en vigueur.

Le chapitre suivant expose les protocoles expérimentaux mis en place pour l'analyse des effluents provenant de la station de traitement de Douira. Les méthodes d'analyse employées pour évaluer les paramètres physico-chimiques tels que la salinité, la température et la concentration en métaux lourds sont explicitées.

Le chapitre final expose les conclusions de l'étude sur les rejets de saumure, leur incidence sur l'écosystème marin et les stratégies envisagées pour une gestion durable. Il formule également des recommandations visant à réduire au minimum les impacts négatifs sur les écosystèmes locaux.

Chapitre I : Revue bibliographie



I. Contexte générale

II.1 Pénurie de l'eau

La raréfaction de l'eau est devenue un défi mondial de grande envergure, représentant une préoccupation urgente pour de nombreux pays, dont le Maroc, où la diminution continue des ressources hydriques a engendré une situation critique [1]. Ce pays dépasse désormais le seuil du "stress hydrique" pour entrer dans une phase de "rareté hydrique", une étape avancée et préoccupante dans la gestion de l'eau [2]. Comprendre cette distinction est essentiel pour évaluer la gravité de la situation. Selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), le stress hydrique se manifeste lorsque la disponibilité en eau par habitant descend sous les 1 600 mètres cubes par an, tandis que la rareté hydrique est caractérisée par une disponibilité inférieure à 950 mètres cubes par an [2], [3]. Au Maroc, cette rareté hydrique s'est intensifiée au fil des décennies, en particulier en raison des pressions exercées par l'agriculture, l'urbanisation et les besoins croissants des populations [4], [5]. La Direction Générale de l'Hydraulique du Ministère de l'Équipement et de l'Eau évalue actuellement les ressources naturelles en eau du pays à environ 22 milliards de mètres cubes par an, dont 18 milliards proviennent des eaux de surface et 4 milliards des eaux souterraines [2]. Ce chiffre représente une disponibilité moyenne de 606 mètres cubes par an et par habitant en 2023, une réduction considérable par rapport aux 1 000 mètres cubes par habitant disponibles au début des années 2000, et bien loin des 2 560 mètres cubes enregistrés en 1960. Cette baisse de 74,6 % en un peu plus de six décennies reflète la gravité de la situation hydrique actuelle au Maroc, signalant une dégradation continue du capital hydrique du pays [6]. La situation est d'autant plus inquiétante face aux prévisions climatiques, qui indiquent que les ressources en eau pourraient encore se réduire sous l'effet des changements climatiques [7]. Selon des études internationales, les changements climatiques pourraient entraîner une diminution de 80 % des ressources en eau disponibles au Maroc dans les 25 prochaines années. Parallèlement, l'Organisation des Nations Unies (ONU) estime que la demande mondiale en eau pourrait dépasser les ressources disponibles de 40 % d'ici 2030, ce qui renforcerait encore la pression sur les pays déjà en situation de rareté hydrique [8], [9]. Ainsi, le Maroc fait face à une crise hydrique sans précédent, avec des perspectives de détérioration qui menacent de freiner son développement économique, social et environnemental [10]. Malgré les investissements et les efforts entrepris, notamment le Plan National de l'Eau et la modernisation des infrastructures d'irrigation, ces initiatives demeurent insuffisantes pour combler le déficit hydrique actuel [11]. Cette réalité impose une réflexion urgente et approfondie sur la gestion durable des ressources hydriques du Maroc, incluant

l'exploration de solutions alternatives telles que le dessalement de l'eau de mer, afin d'assurer une sécurité hydrique durable dans les zones les plus vulnérables comme la région d'Agadir [12], [13], [14].

I.2 Pollution des eaux

La pollution des eaux est une problématique environnementale majeure qui amplifie les effets de la pénurie d'eau en rendant une partie des ressources disponibles impropres à la consommation ou à d'autres usages essentiels [15]. À l'échelle mondiale, les données sont préoccupantes : environ 80 % des eaux usées rejetées par les activités humaines ne reçoivent aucun traitement avant d'être libérées dans l'environnement, selon les Nations Unies [16]. Cette situation entraîne une contamination généralisée des ressources en eau, particulièrement dans les régions en développement où les infrastructures de traitement des eaux usées sont insuffisantes [17], [18], [19]. En conséquence, la qualité de l'eau est compromise dans de nombreux cours d'eau et nappes phréatiques, ce qui présente des risques pour la santé humaine et affecte les écosystèmes aquatiques. Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) signale que plus de la moitié des rivières mondiales présentent une qualité de l'eau jugée médiocre ou mauvaise [20], [21], [22]. Au Maroc, la pollution des eaux est principalement causée par les rejets domestiques, industriels et agricoles. Dans les zones urbaines, les eaux usées domestiques et industrielles sont souvent libérées dans les rivières et les nappes phréatiques sans traitement approprié [23]. En 2017, il a été estimé que sur les 550 millions de mètres cubes d'eaux usées générés par les grandes agglomérations marocaines, seulement 45 % faisaient l'objet d'un traitement adéquat, et seulement 20 % de ces eaux étaient réutilisées [24]. Le secteur industriel contribue également de manière significative à la pollution, avec des rejets contenant des métaux lourds, des produits chimiques toxiques et des polluants organiques persistants [25]. Les industries textiles, minières et agroalimentaires de la région d'Agadir, par exemple, déversent fréquemment leurs effluents dans les réseaux d'eau locaux, impactant la qualité de l'eau et compromettant la biodiversité [26], [27]. L'agriculture intensive est une autre source majeure de pollution des eaux, notamment à travers l'utilisation excessive d'engrais chimiques et de pesticides [28]. Ces produits chimiques, entraînés par le ruissellement, atteignent les rivières et les nappes souterraines, entraînant une pollution diffuse difficile à contrôler [29]. Dans la région d'Agadir, où l'agriculture est une activité économique clé, les concentrations élevées de nitrates et de phosphates dans l'eau ont conduit à des phénomènes d'eutrophisation, compromettant la qualité de l'eau et menaçant les écosystèmes aquatiques [30]. Les programmes de sensibilisation et les réglementations sur les pratiques agricoles

doivent être renforcés pour limiter ces pollutions, tout en promouvant des méthodes plus durables [26].

I.3 Dessalement des eaux

La diminution progressive des ressources en eau douce, accentuée par la croissance démographique, l'activité humaine et les changements climatiques, pose un défi majeur pour de nombreuses régions du monde, en particulier l'Afrique du Nord et, plus précisément, le Maroc [31]. Selon un rapport de l'UNICEF et de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), environ 13 % de la population mondiale n'a toujours pas accès à une source d'eau potable de qualité adéquate [32]. Face à cette situation, la réutilisation des eaux usées et le dessalement de l'eau de mer apparaissent comme des solutions essentielles pour pallier le déficit hydrique [33]. L'océan, représentant près de 97 % des réserves d'eau de la planète, constitue une ressource quasi-inépuisable pour la production d'eau potable via des techniques de dessalement [34]. Utilisé depuis l'Antiquité, le dessalement est aujourd'hui une technologie incontournable pour les pays côtiers, en particulier au Maroc, où les sources d'eau douce se raréfient. Deux principales familles de procédés dominent actuellement le secteur : les procédés thermiques et les procédés membranaires [35]. Les procédés thermiques, qui se sont développés au milieu du XXe siècle, reposent sur la distillation et sont souvent utilisés dans les régions bénéficiant d'une source d'énergie abondante et peu coûteuse [36], comme le pétrole ou l'énergie solaire. Ces techniques sont toutefois énergivores, malgré les avancées en récupération de chaleur [37]. L'osmose inverse (OI) est le procédé membranaire de dessalement le plus répandu depuis la fin des années 1960, représentant environ 53 % de la capacité mondiale. Ce procédé fonctionne à température ambiante et produit une eau de qualité constante, indépendamment des variations dans la composition de l'eau brute [38].

Avec des taux de rejet en sels atteignant 99,4 à 99,8 %, l'OI est très efficace pour transformer l'eau de mer en eau potable. Cependant, ce procédé requiert des pressions élevées parfois jusqu'à 60 bars pour des eaux de mer à forte salinité ce qui augmente les coûts énergétiques et limite son efficacité dans des eaux à très forte concentration saline [31]. Ce besoin en haute pression entraîne des conséquences économiques, limitant la productivité de l'OI, ainsi que des impacts environnementaux, liés aux volumes de saumure concentrée rejetés en mer sans traitement préalable, ce qui peut déséquilibrer les écosystèmes marins [39]. La distillation membranaire (DM) est une autre technologie membranaire prometteuse pour le dessalement de l'eau de mer [40]. Cette technique repose sur une membrane hydrophobe qui permet le passage

de la vapeur d'eau tout en bloquant les sels, grâce à une différence de pression partielle. Parmi les différentes variantes, la distillation membranaire sous vide (DMV) se distingue par son efficacité et la qualité de l'eau obtenue, avec des flux de perméat similaires à ceux de l'osmose inverse [41]. Néanmoins, la DM, en tant que procédé de distillation, implique une consommation énergétique relativement élevée, ce qui pose encore des défis à l'échelle industrielle [42].

Au Maroc, le dessalement est devenu une solution prioritaire pour répondre aux besoins en eau dans les zones confrontées à une pénurie chronique, en particulier les zones côtières arides comme Agadir [43]. La station de dessalement de Douira, avec une capacité de production de 275 000 mètres cube par jour, est l'une des installations les plus avancées du pays. Ce projet fait partie d'une stratégie nationale visant à porter la production d'eau dessalée à un milliard de mètres cubes par an d'ici 2030 [44]. Malgré son utilité pour pallier la pénurie d'eau, le dessalement pose certains défis environnementaux. Le rejet de saumure, un sous-produit riche en sel et en éléments chimiques, représente une menace pour les écosystèmes marins. Sans un traitement adéquat, la saumure augmente la salinité des eaux côtières et peut perturber les habitats marins et nuire aux espèces sensibles [11], [45], [46]. Pour atténuer ces effets, des mesures spécifiques ont été mises en œuvre dans la station de Douira, notamment en mélangeant la saumure avec de l'eau de mer avant rejet et en sélectionnant des points de rejet éloignés des zones écologiquement sensibles. Des études supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre et limiter les impacts des rejets de saumure sur les écosystèmes marins [47].

II. Composition de l'eau de mer

L'eau existe sous différentes formes sur notre planète, mais sa quantité totale reste stable. En réalité, elle change simplement d'état au cours du cycle de l'eau [21]. Bien que l'eau consommée provienne principalement des lacs, des rivières et des nappes souterraines, la majeure partie de cette ressource, soit plus de 97 %, est contenue dans les océans, qui couvrent environ 71 % de la surface terrestre (61 % dans l'hémisphère nord et 81 % dans l'hémisphère sud) [48], [49]. La **Figure 1** fournit un aperçu de la répartition de l'eau à l'échelle mondiale. L'océan constitue donc une réserve d'eau pratiquement inépuisable.

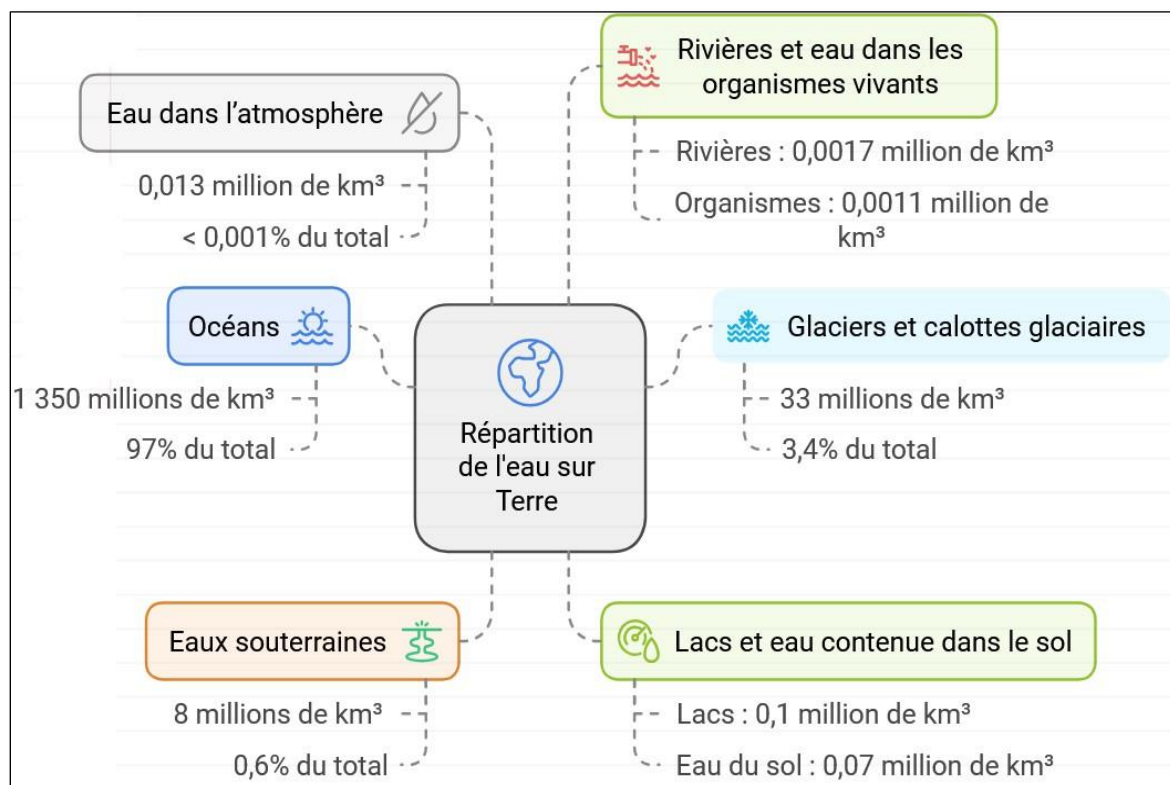


Figure 1: Répartition des réservoirs d'eau sur Terre et leurs Volumes Relatifs.

L'eau de mer est une solution complexe contenant diverses substances dissoutes telles que des sels, des gaz dissous et des matières organiques. La composition varie légèrement d'une région océanique à l'autre, cependant certaines caractéristiques générales demeurent constantes à travers les différents océans [50], [51].

II.1 Composition inorganique

II.1.1 Éléments essentiels

Les éléments essentiels présents dans l'eau de mer, appelés macroéléments, sont indispensables en grande quantité au bon fonctionnement des organismes marins et jouent un rôle crucial dans les cycles biogéochimiques des océans. Parmi ces éléments, on trouve principalement le sodium (Na^+), le chlore (Cl^-), le magnésium (Mg^{2+}), le calcium (Ca^{2+}), le potassium (K^+) et le sulfate (SO_4^{2-}) [52], [53], [54]. Ensemble, ces ions représentent environ 99 % des sels dissous dans l'eau de mer. Généralement, les sels présents dans l'eau se trouvent sous forme de cations et anions [55], [56]. Le **tableau 1** présente les principaux ions que l'on retrouve dans l'eau de mer.

Tableau 1: Composition chimique de l'eau de mer. [57]

Type d'ions	Salinité (g/L)	Quantité totale de matières en solution (%)
Anions		
Chlores (Cl⁻)	19,1	54,7
Sulfates (SO₄²⁻)	2,8	8
Bicarbonates (HCO₃⁻)	0,15	0,43
Bromures (Br⁻)	0,066	0,19
Fluorures (F⁻)	0,0015	0
Acide borique (H₃BO₃)	0,027	0,08
Cations		
Sodium (Na⁺)	10,6	30,5
Magnésium (Mg²⁺)	1,3	3,73
Calcium (Ca²⁺)	0,42	1,2
Potassium (K⁺)	0,39	1,13
Strontium (Sr²⁺)	0,014	0,04

II.1.2 Eléments traces métalliques

Les concentrations des éléments traces métalliques dans l'eau de mer sont généralement très faibles, souvent inférieures à 1 mg/L, ce qui équivaut à environ une partie par billion (10⁻³ mg.kg⁻¹) en masse totale [58]. Malgré leur faible concentration, ces éléments jouent un rôle essentiel dans les réactions biochimiques marines et peuvent constituer un danger pour l'écosystème en cas de concentrations élevées induites par la pollution. Le **tableau 2** expose les principaux métaux traces identifiés dans l'eau de mer [59], [60], [61].

Tableau 2: Concentrations et Impacts des Éléments Traces Métalliques dans l'eau de Mer.

Élément	Symbole	Concentration moyenne (µg/L)	Rôle biochimique	Risque environnemental
Fer	Fe	0,02 - 0,7	Essentiel pour la photosynthèse des phytoplanctons	Peut causer des déséquilibres écologiques à forte concentration
Manganèse	Mn	0,01 - 0,1	Nécessaire pour les processus enzymatiques	Toxique en cas de concentrations élevées
Cuivre	Cu	0,01 - 0,05	Impliqué dans les fonctions cellulaires	Toxique pour les organismes marins à haute concentration
Zinc	Zn	0,01 - 0,1	Important pour la croissance et le développement	Potentiellement toxique pour certaines espèces marines

Nickel	Ni	0,3 - 0,6	Essentiel pour les enzymes bactériennes	Toxique à forte concentration
Cadmium	Cd	0,005 - 0,02	Non essentiel, toxique	Toxique même à faibles concentrations
Plomb	Pb	0,001 - 0,005	Non essentiel, polluant	Extrêmement toxique et bioaccumulable
Mercure	Hg	0,0005 - 0,005	Non essentiel, toxique	Très toxique, bioaccumulation dans la chaîne alimentaire
Cobalt	Co	0,001 - 0,02	Utilisé par certains micro-organismes	Toxique à haute concentration
Aluminium	Al	0,01 - 0,2	Non essentiel, mais présent en traces	Peut affecter les organismes à haute concentration

II.1.3 Les composants nutritionnels

Les nutriments présents dans le milieu marin se composent d'éléments et de composés indispensables pour favoriser la croissance et le métabolisme des organismes marins, notamment des producteurs primaires tels que le phytoplancton. Les milieux marins sont généralement restreints par d'autres éléments nutritifs, notamment l'azote, le phosphore et le silicium [62], [63], [64]. Ces nutriments se trouvent sous des formes dissoutes spécifiques qui sont biodisponibles, c'est-à-dire qu'ils peuvent être aisément absorbés par les organismes marins [65]. Les principaux éléments nutritifs présents dans l'eau de mer sont l'azote, se présentant sous forme de nitrate (NO_3^-) et d'ammonium (NH_4^+), le phosphore, se présentant sous forme de phosphate (PO_4^{3-}), et le silicium, se présentant sous forme de silicate (SiO_2) [66], [67]. Chacun de ces éléments joue un rôle spécifique dans le soutien des cycles biogéochimiques en milieu marin et dans le maintien des réseaux trophiques [68], [69], [70]. Le **tableau 3** présente les concentrations moyennes des nutriments dans le milieu marin.

Tableau 3: Concentrations moyennes des principaux nutriments dissous dans l'eau de mer. [71]

Nutriments	Formes dissoutes	Concentration moyenne (mg/kg)
Azote	N_2 , NO_3^- , NH_4^+	10 - 12
Silicium	$\text{Si}(\text{OH})_4$	1 - 3
Phosphore	HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} , H_2PO_4^-	0,05 - 0,1

II.1.3.1 Azote et Nitrate

Il est primordial, dans les écosystèmes marins, de faire la distinction entre l'azote gazeux (N_2) et l'azote nitrique (NO_3^-), qui représente une source essentielle d'éléments nutritifs pour la biodiversité marine. Malgré la présence significative d'azote gazeux dans l'eau de mer, avec des concentrations d'environ 10 mg/kg [71]. La plupart des organismes marins ne l'assimilent que faiblement en raison de son rôle limité dans les processus biologiques courants [72], [73]. La concentration moyenne totale d'azote dans l'eau de mer, incluant ses diverses formes, est évaluée à environ 11 mg/kg, avec le nitrate représentant seulement une partie de cette quantité. Le nitrate en question est principalement issu de la décomposition de la matière organique présente sur terre [74]. Il est ensuite transporté vers les océans par le biais des rivières et des précipitations. De plus, une petite quantité de nitrate est également produite par la combinaison d'azote et d'oxygène dans l'atmosphère lors des orages, ainsi que par la pollution industrielle [74], [75].

II.1.3.2 Ammoniac

L'ammoniac (NH_3), produit par la décomposition bactérienne de la matière organique et excrété par le zooplancton, constitue une autre forme significative d'azote présente dans les océans [76]. Dans le milieu marin, l'ammoniac est principalement présent sous forme d'ions ammonium (NH_4^+). Malgré son oxydation progressive en nitrate par des processus naturels, cette forme demeure accessible en tant que nutriment pour le phytoplancton, représentant ainsi une source d'azote indispensable pour différentes bactéries marines [77].

II.1.3.3 Phosphore

Le phosphore présent dans l'eau de mer est principalement présent sous forme d'ions phosphate (PO_4^{3-}), qui jouent un rôle essentiel dans la croissance des tissus mous des organismes marins tels que les phytoplanctons, les algues et divers zooplanctons [78]. Le phosphate revêt une importance capitale dans la synthèse de l'adénosine triphosphate (ATP), indispensable aux mécanismes énergétiques des cellules et à leur développement [13]. En général, la concentration de phosphate dans les océans se situe aux alentours de 0,07 mg/kg, toutefois cette mesure peut être sujette à des variations en raison des cycles biologiques et des apports externes tels que les ruissellements terrestres et les apports des cours d'eau [79]. La teneur en phosphate dans les régions côtières est fréquemment supérieure en raison des apports provenant de la terre, alors qu'elle est généralement plus faible dans les eaux océaniques profondes, où il est rapidement assimilé par les organismes [45].

II.1.3.4 Siliciums

Le silicate joue un rôle essentiel dans la constitution des structures squelettiques de certains organismes planctoniques, notamment les diatomées (producteurs primaires) et les radiolaires (zooplancton) [80]. Le silicium produit par ces organismes se trouve généralement sous forme amorphe hydratée, couramment désignée par $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ [81]. Cependant, par souci de simplification, la formule SiO_2 est souvent utilisée pour représenter le silicium dissous sous forme solide. En général, la concentration de silicate dans l'eau de mer est d'environ 2 mg/kg [82].

II.2 Composés organiques

L'océan constitue le principal réservoir de carbone organique sur la planète, avec environ 660 gigatonnes (Gt) de carbone organique total réparties sous diverses formes [83]. Environ 90 % du carbone organique présent se trouve sous forme dissoute, désignée par le terme de Carbone Organique Dissous (COD), tandis que le carbone organique particulaire (COP) constitue une proportion minoritaire, représentant environ 10 % du carbone organique total (COT) dans les eaux de surface et environ 2-5 % dans les eaux profondes, avec une moyenne globale d'environ 4 % [84]. La part active du coefficient de performance est généralement faible, représentant habituellement moins de 3 % du coefficient de performance total. Dans les environnements marins ouverts, on observe fréquemment des concentrations similaires de Carbone Organique Total (COT) et de Carbone Organique Dissous (COD), le COD prédominant en raison de sa stabilité et de sa persistance dans la colonne d'eau [85].

II.2.1 Matières organiques dissoutes

La matière organique dissoute (MOD) présente dans l'eau de mer est composée d'un ensemble complexe de molécules provenant de diverses sources, telles que l'activité biologique planctonique (production primaire et secondaire), les apports continentaux des fleuves, les activités humaines (notamment concentrées dans les zones côtières) et les apports atmosphériques [86]. Les quantités annuelles de carbone organique dissous provenant de ces diverses sources sont évaluées à environ 2 à 3×10^{14} mol de C pour les apports continentaux, et environ $1,7 \times 10^{14}$ mol de C pour les apports atmosphériques [49].

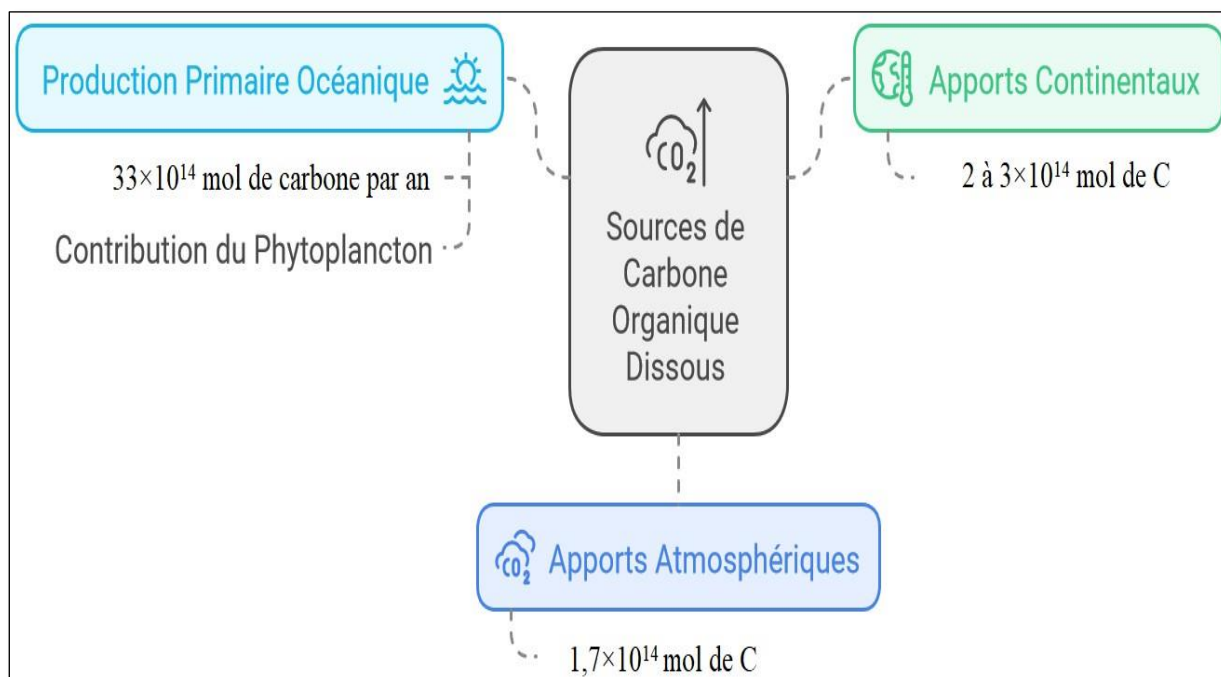


Figure 2: Principales Sources de Carbone Organique Dissous dans l'Océan [87].

La production primaire océanique s'élève à environ 33×10^{14} mol de carbone par an, dont le phytoplancton contribue à hauteur d'environ 85 %, ce qui en fait un acteur essentiel dans la production de matière organique dissoute (MOD). La **Figure 2** illustre les principales sources de carbone organique dissous dans l'océan [88].

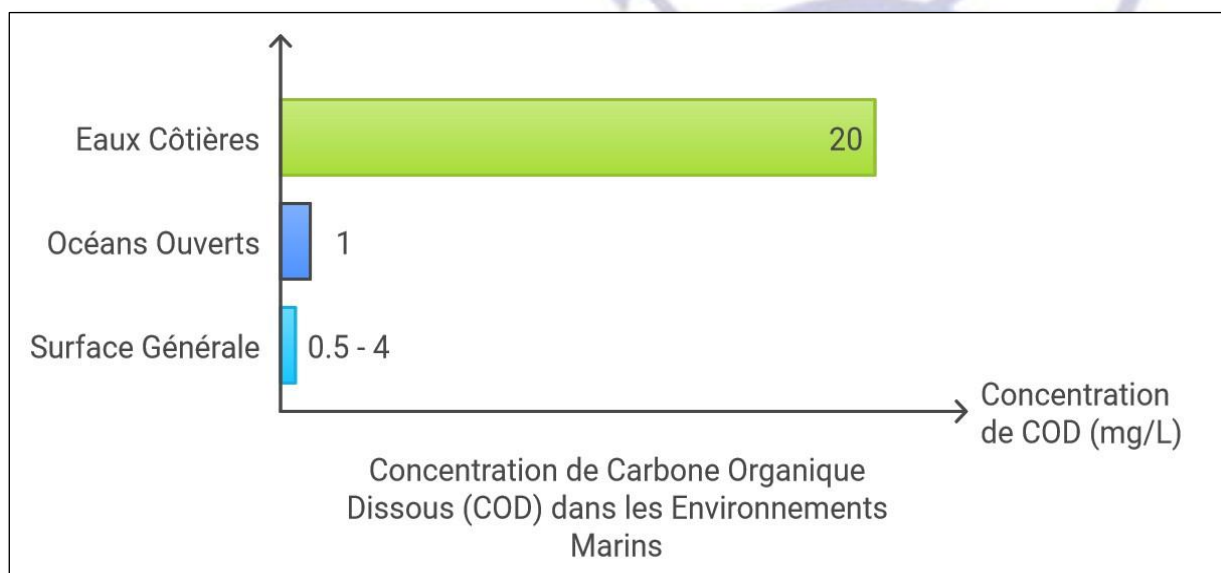


Figure 3: Concentration de Carbone Organique Dissous (COD) dans la mer [89].

La concentration de carbone organique dissous (COD) en surface varie généralement entre 0,5 et 4 mg/L, mais elle peut atteindre jusqu'à 20 mg/L dans les eaux côtières, où les apports anthropiques et continentaux sont plus intenses. Dans les océans ouverts, cette concentration reste relativement stable, avoisinant 1 mg.L⁻¹ [90]. La **Figure 3** présente les variations de la concentration de carbone organique dissous (COD) dans différents environnements marins. La MOD joue un rôle essentiel dans le cycle du carbone océanique et la dynamique des écosystèmes marins en influençant la pénétration lumineuse, les échanges gazeux en surface, et la disponibilité des éléments traces et des nutriments pour les organismes marins [91].

II.2.1.1 Cycle de la Matière Organique Dissoute dans les écosystèmes marins

La zone euphotique, allant de la surface jusqu'à la profondeur maximale où la lumière est suffisante pour la photosynthèse, représente la principale région de production de la matière organique dissoute (MOD) dans les océans ouverts [92]. La production de (MOD) est influencée par la désynchronisation temporelle et spatiale entre la production biologique locale et les processus de consommation qui y sont liés [91], [93]. La matière organique dissoute (MOD) est émise par le phytoplancton à travers divers mécanismes principaux : (i) Libération extracellulaire par le phytoplancton ; (ii) La Production de MOD par le zooplancton ; (iii) la lyse cellulaire induite par des infections virales ; (iv) la conversion des particules en composés dissous ; et (v) la dégradation bactérienne. Les trois premiers mécanismes, représentent les étapes clés de la production de MOD [94].

II.2.1.2 Composition chimique de la MOD

La matière organique dissoute (MOD) peut être catégorisée selon sa taille moléculaire en MOD de faible poids moléculaire (FPM) et MOD de haut poids moléculaire (HPM). La MOD de HPM se définit comme la fraction retenue par une membrane de pores moyenne d'environ 1 nm. En revanche, la FPM représente la fraction capable de traverser cette membrane [93]. Dans les eaux de surface, les molécules HPM constituent environ 20 à 35 % du carbone organique dissous (COD), tandis que dans les eaux profondes, elles représentent environ 15 à 20 % du COD [92]. Le **Tableau 4** résume la composition et la concentration typiques de la MOD dans les océans [95]:

Tableau 4: Composition chimique et concentration de la matière organique dissoute (MOD) dans les océans selon la profondeur.

Caractéristiques chimiques	Océan de surface (< 100 m)	Océan profond (> 1000 m)
Carbone organique dissous – COD (µM)	55-85	30-40
Azote organique dissous – AOD (µM)	3,0-7,0	1,2-2,5
Phosphore organique dissous – POD (µM)	0,08-0,3	0,02-0,12
Hydrate de carbone (µM)	11 -23	04-11

II.2.2 Matières organiques particulières

L'eau de mer contient une variété de matières organiques particulières (MOP) de tailles diverses, comprenant le phytoplancton, les levures, les bactéries, et des organismes hétérotrophes comme le microzooplancton, dont la taille se situe entre 0,45 et 300 µm [95]. La production primaire des organismes autotrophes est un facteur clé dans la distribution du carbone organique particulaire (COP) et de l'azote organique particulaire (NOP). Dans les eaux côtières, la concentration en COP varie généralement de 0,05 mg.L⁻¹ à 1 mg.L⁻¹, avec une moyenne de 0,15 mg.L⁻¹ dans les eaux de surface, et elle est pratiquement inexistante dans les eaux profondes. Quant à la concentration en NOP, elle est en moyenne de 0,029 mg.L⁻¹ dans les eaux de surface et de 0,013 mg.L⁻¹ en eaux profondes [89]. La **Figure 4** illustre la répartition des concentrations de carbone organique particulaire (COP) et d'azote organique particulaire (NOP) dans les eaux marines en fonction de la profondeur. On observe que, dans les eaux de surface, le COP représente environ 83,8 % de la matière organique particulaire, tandis que le NOP en constitue 16,2 %. En revanche, dans les eaux profondes, seule la fraction COP est présente, constituant 100 % de la matière organique particulaire [87].

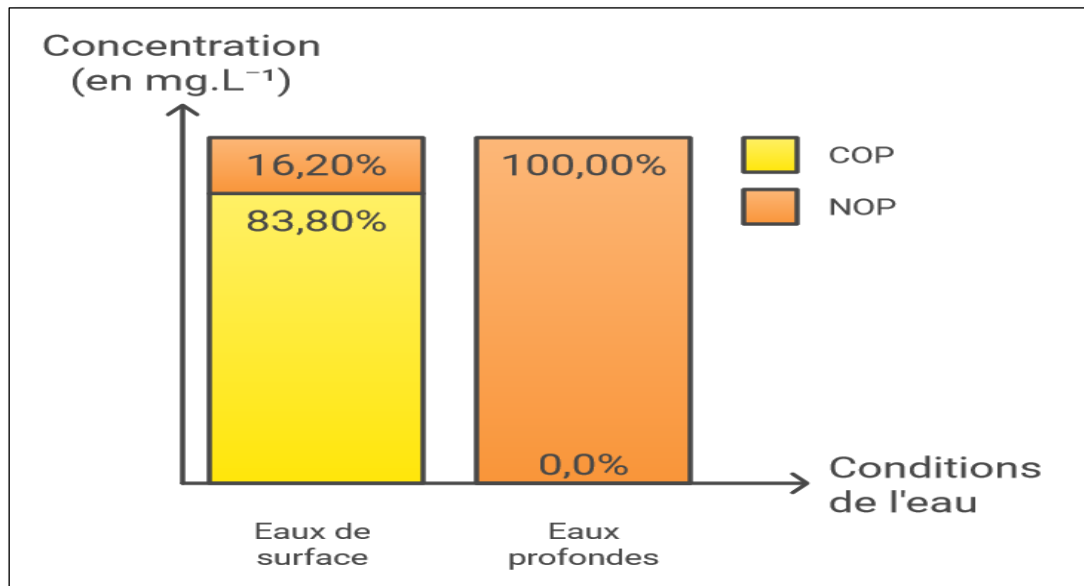


Figure 4: Concentration de COP et NOP dans les eaux Marines.

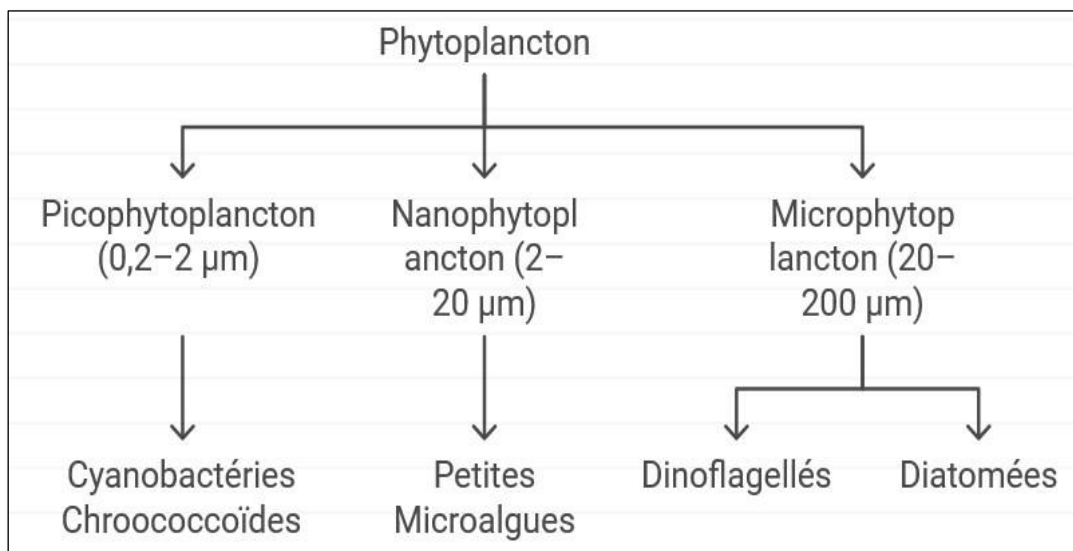


Figure 5: Classification des groupes de phytoplancton selon leur taille [100].

La **Figure 5** présente la classification du phytoplancton en trois groupes distincts basés sur la taille des organismes : le picophytoplancton (0,2–2 μm), le nanophytoplancton (2–20 μm) et le microphytoplancton (20–200 μm). Le picophytoplancton comprend principalement des cyanobactéries chroococcoïdes, des prochlorophytes et certaines bactéries, tandis que le nanophytoplancton est constitué de petites microalgues. Enfin, le microphytoplancton regroupe de plus grands organismes, tels que les dinoflagellés et les diatomées, qui sont des composants

essentiels des écosystèmes aquatiques. Cette classification reflète l'organisation hiérarchique des groupes de phytoplancton en fonction de leur taille et de leur rôle écologique [101].

La teneur en carbone organique particulaire (COP) et en azote organique particulaire (AOP) dans le contenu organique des agrégats varie de 18 à 42 % et de 2 à 8 %, respectivement, en fonction du type d'agrégat et des conditions environnementales. La teneur en carbone augmente proportionnellement avec la taille des agrégats, ce qui laisse supposer que les agrégats de plus grande taille sont plus anciens et renferment une quantité plus importante de matière réfractaire que les agrégats de petite taille. Ces résultats soulignent l'importance des agrégats biologiques dans le cycle biogéochimique océanique et leur fonction dans le déplacement vertical de la matière organique.

II.3 Conclusion

L'analyse approfondie de la composition de l'eau de mer met en lumière un milieu chimique et biologique complexe et dynamique qui favorise des processus écologiques essentiels. Les composés minéraux contenus dans la solution aqueuse des océans, en particulier le sodium (Na^+), le chlore (Cl^-), le magnésium (Mg^{2+}) et le calcium (Ca^{2+}), représentent environ 99 % des substances dissoutes et sont essentiels pour réguler l'osmorégulation et l'homéostasie ionique des êtres vivants marins (**Figure 6**). Par ailleurs, les métaux en traces, même à des concentrations faibles, jouent un rôle crucial dans les processus biochimiques des organismes, et leur accumulation résultant des activités humaines représente une menace potentielle pour les écosystèmes marins. Les éléments nutritifs tels que le nitrate, l'ammonium, le phosphate et le silicate jouent un rôle essentiel dans la productivité primaire en milieu marin, notamment pour le phytoplancton qui est à la base des chaînes alimentaires océaniques. Ces éléments nutritifs, lorsqu'ils sont présents en quantités adéquates, stimulent la croissance des organismes autotrophes. Cependant, un excès peut entraîner l'eutrophisation, mettant en péril la qualité de l'eau et provoquant des perturbations écologiques.

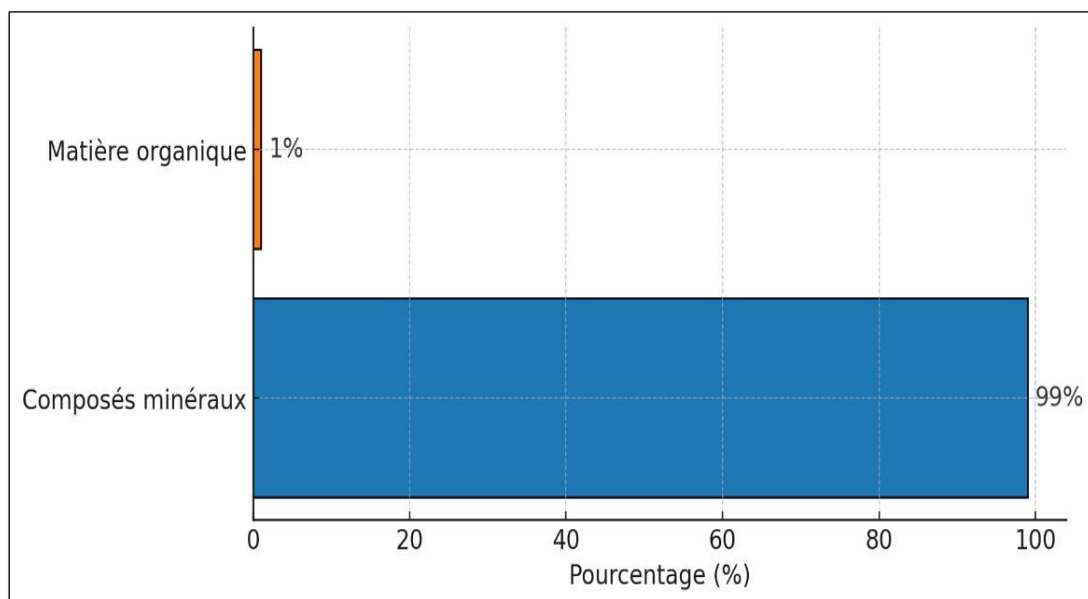


Figure 6: Répartition des substances dissoutes dans l'eau de mer [102].

III. Situation mondiale du dessalement

III.1 Introduction

Le dessalement est actuellement la principale méthode utilisée par de nombreux pays, tels que les îles, les pays à climat désertique ou subdésertique, pour produire de l'eau potable [33]. Cependant, en dépit de son coût élevé par rapport aux autres modes d'alimentation, cette méthode demeure accessible uniquement aux États disposant de ressources financières et énergétiques importantes, tels que ceux du Moyen-Orient et les pays développés, ce qui restreint ses applications. Il est impératif de considérer les implications environnementales du dessalement dans les perspectives futures, étant donné que de nombreuses études mettent en évidence ses impacts néfastes et onéreux [104].

III.2 Evolution historique

Le processus de dessalement, également appelé désalinisation ou dessalage, vise à obtenir de l'eau douce à partir d'une source d'eau salée ou saumâtre, principalement en extrayant l'eau douce, et occasionnellement en extrayant le sel [106]. Avec l'arrivée des premiers bateaux à vapeur, les premières unités de dessalement d'eau de mer ont vu le jour [9]. L'utilisation du dessalement de l'eau de mer pour la production d'eau douce (pour la consommation humaine, les besoins domestiques et industriels, l'irrigation) a connu un essor significatif à partir de la seconde moitié du XXe siècle, principalement après le premier choc pétrolier de 1973. Jusqu'aux années 1960, la distillation à faisceaux noyés représentait le seul procédé industriel

en vigueur [107]. La température de chauffe extrêmement élevée, requise pour obtenir un rendement satisfaisant, entraînait de nombreux arrêts pour détartrer le bouilleur. Dès les années 1960, des méthodes de distillation plus performantes ont émergé : FLASH, compression de vapeur, etc. Les premières unités utilisant des procédés membranaires sont produites à la même période [108].

III.3 Capacités mondiales de dessalement

L'ensemble de la capacité mondiale de dessalement est d'environ 2,1 millions de mètres cubes par jour, ce qui constitue bien sûr un apport marginal à l'approvisionnement par les moyens traditionnels. Au cours de la décennie écoulée, le taux de croissance annuel de la capacité de dessalement a été de 18%, et il est fort probable que cette croissance s'accroîtra considérablement dans les années à venir [79]. Le projet lancé par le Gouvernement de l'Arabie Saoudite est particulièrement remarquable, car il vise à atteindre une capacité totale de 2 millions de mètres cubes d'eau douce par jour en six ans [104]. D'autres projets de désalinisation sont actuellement en phase d'étude au Moyen-Orient [105]. Certains consommateurs ne disposent pas des ressources financières nécessaires pour acquitter le coût élevé de l'eau indispensable à leurs besoins (**Fig. 4**) [108].

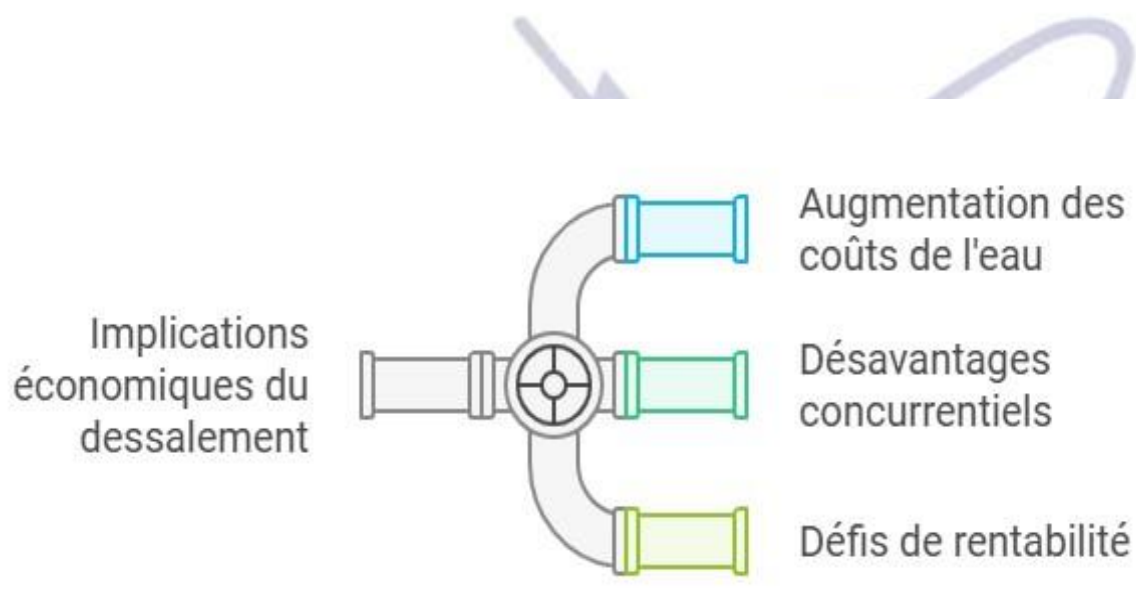


Figure 7: Impacts économiques du dessalement sur les secteurs dépendants de l'eau

III.4 Capacités de dessalement par région

III.4.1 Moyen-Orient et Afrique du Nord (MENA)

Les installations de dessalement représentent environ 60 % du volume total, tandis que les installations de réutilisation des eaux usées en constituent 40 %. Cependant, il est prévu que le développement de la réutilisation des eaux usées surpassera celui du dessalement à l'avenir [111]. Cette tendance s'explique par l'acceptation croissante de cette pratique et par la mise en place de réglementations concernant les normes et les usages dans de nombreux pays. En raison de la croissance économique et démographique soutenue ainsi que de l'impact du changement climatique, un investissement dans une capacité additionnelle de 10 milliards de mètres cubes est envisagé d'ici 2025 [112], [113]. Certains des meilleurs ingénieurs hydrauliciens du monde sont présents dans la région du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord, qui gèrent des systèmes d'irrigation et de drainage complexes et sont à la pointe des avancées technologiques en matière de désalinisation [114]. Les États de la région mettent en œuvre des politiques innovantes et mettent en place des réformes institutionnelles qui commencent déjà à donner des résultats prometteurs. Le Moyen-Orient et le Nord de l'Afrique sont à eux seuls responsables d'environ 48 % de la capacité mondiale de production d'eau douce par dessalement [115]. Les répercussions sociales, économiques et budgétaires qui en résulteraient seraient considérables en l'absence de cette capacité. D'ici à 2050, la disponibilité en eau par habitant devrait diminuer de moitié, ce qui entraînera des conséquences graves pour les nappes phréatiques et les cours d'eau naturels déjà restreints de la région [116]. À mesure que les économies et la démographie de la région évolueront dans les prochaines décennies, la demande en services d'approvisionnement en eau et en irrigation évoluera également, de même que la nécessité de lutter contre la pollution industrielle et urbaine [117].

III.4.2 Europe

Malgré ses importantes ressources hydriques, l'Europe n'a que peu investi dans les installations de dessalement, à l'exception des pays méditerranéens tels que l'Italie et principalement l'Espagne. Pour les autres États, cela demeure anecdotique [118]. D'après le rapport de l'ONU sur le développement de l'eau dans le monde de 2014, le nombre d'usines de dessalement dans le monde s'élève à plus de 16 000, avec une capacité totale d'environ 70 millions de m³/jour, et cette capacité pourrait doubler d'ici 2020 [119]. Cependant, de nombreux pays du sud de l'Union européenne ont recours au dessalement pour satisfaire leurs besoins en eau douce [120]. L'Espagne se distingue en tant que principal utilisateur de technologies de dessalement,

comptant actuellement 700 installations opérationnelles avec une capacité totale de 1,6 million de mètres cubes par jour [121].

III.4.3 Amérique du Nord

Les États-Unis ont développé plusieurs unités, principalement pour les îles Caraïbes et les États-Unis. Le Canada dispose d'une abondance d'eau douce, tandis que le Mexique, en raison de contraintes financières, n'a pu établir que quelques petites installations [126]. Les États-Unis se classent en deuxième position après le Moyen-Orient en termes de capacité de dessalement d'eau de mer, avec environ 120 usines ayant une capacité totale cumulée de 7,5 millions de m³ en 2008 [127]. Les États fréquemment touchés par la sécheresse ont choisi d'adopter cette technologie pour prévenir toute future pénurie, en anticipant une diminution des coûts d'environ 30% en 2008 et de 50% en 2020.

III.4.4 Etat des lieux au Maroc

La reconnaissance du potentiel du dessalement de l'eau de mer en tant qu'alternative prioritaire aux autres sources d'approvisionnement en eau a conduit les services des eaux à l'échelle mondiale à intégrer cette technologie de manière efficace, en tant que solution prometteuse face à l'épuisement des réserves d'eau [131]. En 2016, la capacité globale de dessalement d'eau de mer et d'eau saumâtre atteignait environ 22 milliards de mètres cubes par an [132]. Au Maroc, le processus de dessalement de l'eau de mer est également envisagé comme une alternative crédible. Selon les dispositions du Plan National de l'Eau (PNE), il est envisagé d'ériger des installations de dessalement d'eau de mer afin de générer environ 515 millions de mètres cubes annuellement d'ici 2030 [112], [133]. Depuis lors, l'Office National de l'Électricité et de l'Eau Potable (ONEE) a mis en œuvre divers projets liés à la conception, à l'exploitation et à la maintenance d'installations de dessalement, principalement situées dans les provinces du sud [134].

III.5 Conclusion

Dans cette section on a discuté la situation et la capacité mondiale de dessalement dans plusieurs régions toute on fait aperçu sur l'état des lieux au Maroc. À l'heure actuelle, le processus de dessalement est largement répandu au Moyen-Orient et en Afrique du Nord, représentant 70 % de la capacité mondiale, ainsi qu'aux États-Unis et de plus en plus en Asie. En revanche, son utilisation en Europe reste limitée, ne représentant que 10 % de la capacité mondiale. Cependant, en dépit de son coût élevé par rapport aux autres modes d'alimentation, cette méthode demeure accessible uniquement aux États disposant de ressources financières et

énergétiques importantes, tels que ceux du Moyen-Orient et les pays développés, ce qui restreint ses applications. Au Maroc, le processus de dessalement de l'eau de mer est également envisagé comme une alternative crédible

IV. Procédés de dessalement de l'eau de mer

IV.1 Introduction

Les réserves mondiales d'eau douce sont en déclin en raison de l'augmentation de la population, de l'expansion de l'industrie et des changements climatiques. La pénurie d'eau potable affecte principalement certains pays avec des réserves limitées ou situés dans des zones arides comme le Moyen-Orient ou l'Afrique du Nord [115]. Ces nations ont eu recours à la désalinisation de l'eau de mer afin de répondre à leurs besoins en eau. En réalité, 97% de l'eau présente sur la planète se situe dans les mers et les océans. Il est nécessaire de la traiter afin de la rendre propre à la consommation. Diverses techniques peuvent être utilisées pour procéder à la désalinisation de l'eau de mer, permettant ainsi d'obtenir de l'eau douce à faible teneur en sels dissous et une solution concentrée en sels. Néanmoins, les deux technologies prédominantes à l'échelle industrielle sont la distillation et l'osmose inverse [138].

IV.2 Prise de l'eau de mer

Les techniques de prélèvement de l'eau de mer brute sont classées en trois grandes catégories. Ces sous-familles se diversifient en différentes variantes en fonction de critères secondaires tels que les particularités des sites ou les procédés technologiques [119]. Nous examinerons les différentes méthodes de captage d'eau, telles que les prises d'eau par des puits côtiers, les prises d'eau par infiltration sous les plages ou le fond marin, ainsi que les prises d'eau directes en mer ouverte, que ce soit en surface ou en profondeur [139]. Bien que les transitions soient toujours présentes, les concepts de puits côtier et maritime sont différents : Les premiers sont situés à une distance considérable de la mer, ce qui leur permet d'être mis en œuvre sans nécessiter de travaux maritimes, en se basant sur les caractéristiques hydrogéologiques du sol propres à chaque site. Les seconds, localisés en bord de mer ou dans des eaux peu profondes, requièrent des aménagements maritimes et sont principalement influencés par les caractéristiques géotechniques du sol à l'échelle locale [140]. Les principales étapes du dessalement

Afin de répondre à cette future insuffisance en approvisionnement en eau, il sera nécessaire de mettre en œuvre de nouvelles méthodes de production d'eau potable afin de répondre aux

exigences de la population en expansion. Le dessalement de l'eau de mer ou des eaux saumâtres est une technique prometteuse pour certains pays [106], [110], [113]. Les procédés de dessalement de l'eau de mer sont en fonctionnement depuis de nombreuses décennies. Cependant, leur coût restreint fréquemment leur déploiement aux nations à faible revenu [141]. Toutefois, ces dernières années, la capacité de production des usines de dessalement a considérablement augmenté et les coûts de production par mètre cube ont significativement diminué [33]. La distillation et l'osmose inverse sont des techniques reconnues pour leur efficacité dans le processus de dessalement de l'eau de mer. En réalité, ces deux méthodes sont les plus couramment utilisées sur le marché mondial du dessalement [98]. D'autres méthodes n'ont pas rencontré un succès significatif dans ce domaine en raison des problèmes couramment associés à la consommation d'énergie et/ou à l'ampleur des investissements nécessaires [119].

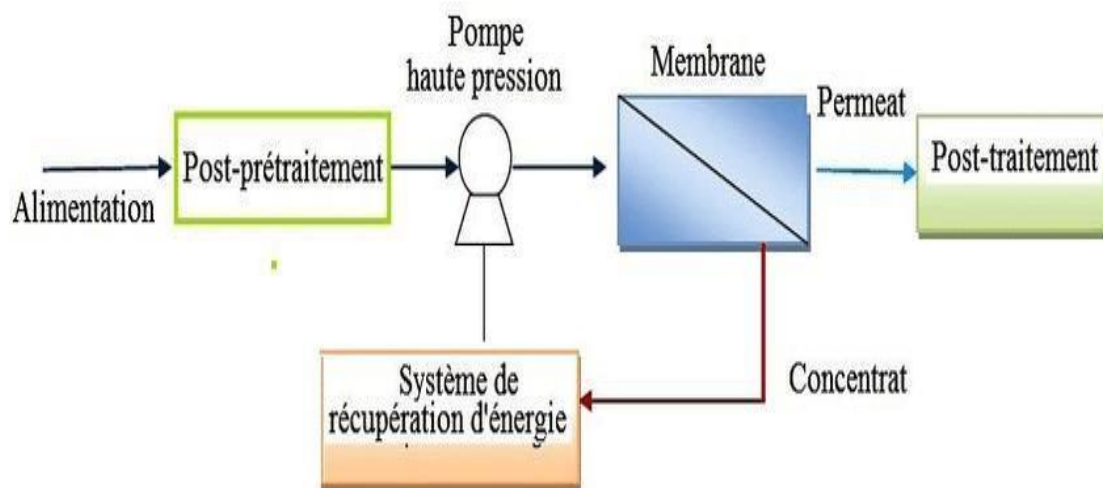


Figure 8: Principales étapes du dessalement de l'eau de mer

Le dessalement de l'eau de mer repose sur plusieurs étapes essentielles pour produire une eau potable de haute qualité. Enfin, la gestion des rejets de saumure est une étape critique qui requiert des stratégies d'évacuation ou de valorisation afin de limiter l'impact sur les écosystèmes marins (Figure 8).

IV.3 Les procédés de dessalement

Diverses techniques physiques peuvent être utilisées pour produire de l'eau douce à partir de l'eau de mer. Les techniques qui ont connu un franc succès jusqu'à présent sont la distillation et l'osmose inverse [79]. Ces deux méthodes sont mises en œuvre à grande échelle dans un contexte industriel pour répondre à des besoins de production importants et ont bénéficié de

progrès technologiques significatifs visant à accroître leur compétitivité [81]. D'autres méthodes telles que la congélation, l'électrodialyse ou l'humidification sont actuellement en phase de développement et ne peuvent être mises en œuvre que dans des installations de petite taille [142]. (Figure 9)

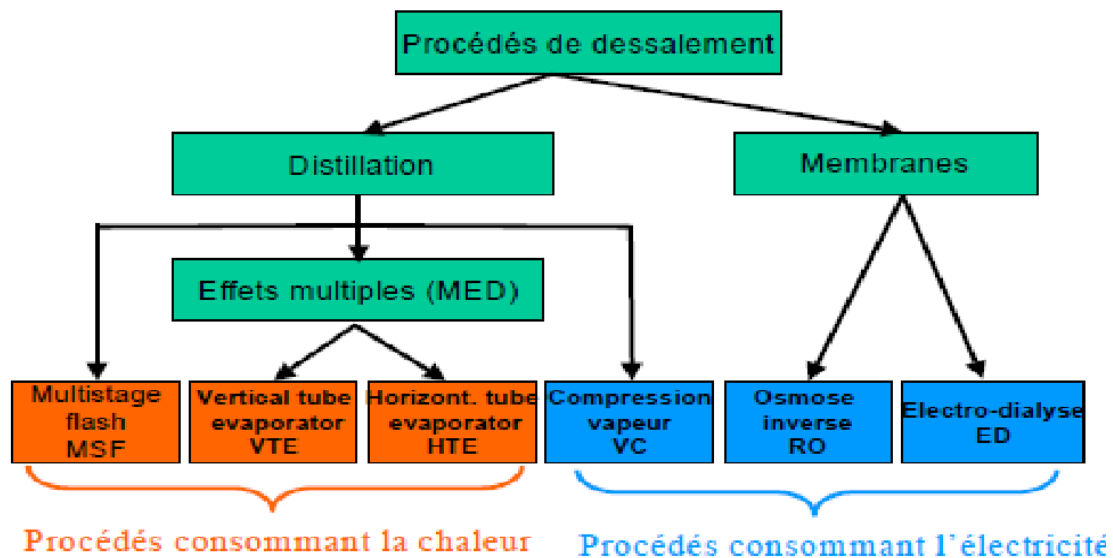


Figure 9: Différents procédés de dessalement

IV.4.1 Les procédés de distillation

La distillation est un procédé qui implique l'évaporation d'un composé volatil à partir d'une solution, suivi de sa condensation. Cette technologie est la plus ancienne utilisée à des fins commerciales dans le domaine du dessalement de l'eau de mer [143]. La distillation consiste à chauffer de l'eau de mer afin de vaporiser une partie de celle-ci. Il n'y a pas de sel dans la vapeur ainsi produite, il faut donc la condenser pour obtenir de l'eau douce liquide. En réalité, il s'agit de stimuler le processus naturel de l'eau. Dès l'Antiquité, ce procédé de dessalement très simple a été employé afin de générer de très petites quantités d'eau douce sur les navires [144]. Le principal désavantage des méthodes de distillation réside dans leur forte consommation d'énergie due à la chaleur latente de la vaporisation de l'eau. Effectivement, il est nécessaire d'utiliser environ 2250 kilojoules pour convertir un kg d'eau liquide en un kg d'eau vapeur à température constante et à pression atmosphérique [115]. Des procédés à multiples effets ont été développés pour diminuer la consommation d'énergie des procédés industriels et réutiliser l'énergie libérée lors de la condensation [145].

IV.4.1.1 Distillation à simple effet

Depuis longtemps, cette méthode est utilisée sur les navires où les moteurs Diesel émettent une quantité importante de chaleur qui peut être récupérée [146]. Elle repose sur un principe évident : elle reproduit le cycle naturel de l'eau. Un serpentin de réchauffage chauffe l'eau de mer dans une enceinte fermée (**Figure 10**). Au contact d'un second serpentin alimenté par l'eau de mer froide, la vapeur produite se condense [147]. Une pompe (ou un éjecteur) permet d'évacuer les gaz non condensés. Le distillat (eau condensée) est soutenu par un groupe électropompe, tandis qu'un autre groupe soutient l'eau de mer concentrée ou la saumure [148].

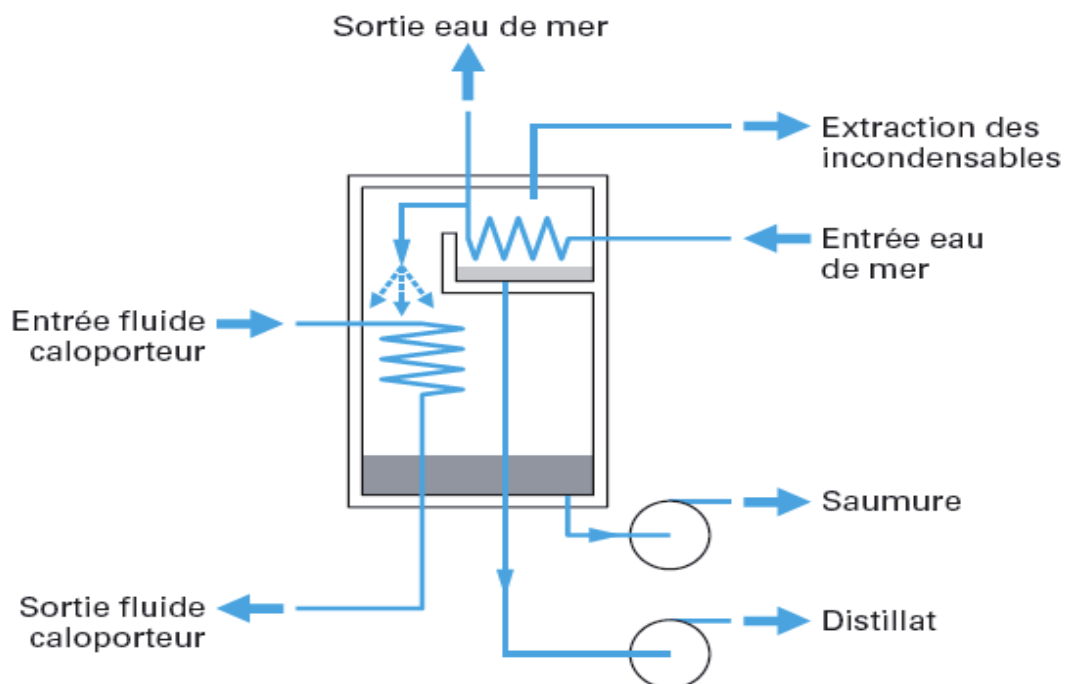


Figure 10: Schéma d'un distillateur à simple effet

IV.4.1.2 Distillation à multiple effets (MED)

La technique de distillation à multiples effets (MED : Multi-Effect Distillation) est basée sur le même principe que la distillation à simple effet (**Figure 11**). Le principe de la distillation à multiples effets repose sur l'agencement en série de plusieurs cellules (ou effets) [145]. La pression, et par conséquent la température, est réduite de manière progressive d'une cellule à l'autre [149]. Dans la première cellule, caractérisée par une température élevée, le fluide de chauffage, également appelé fluide caloporteur, élève la température de l'eau de mer jusqu'à ce qu'elle atteigne le point d'ébullition, générant ainsi de la vapeur d'eau. Cette vapeur est ensuite condensée sur des faisceaux de tubes refroidis afin de produire de l'eau douce [150].

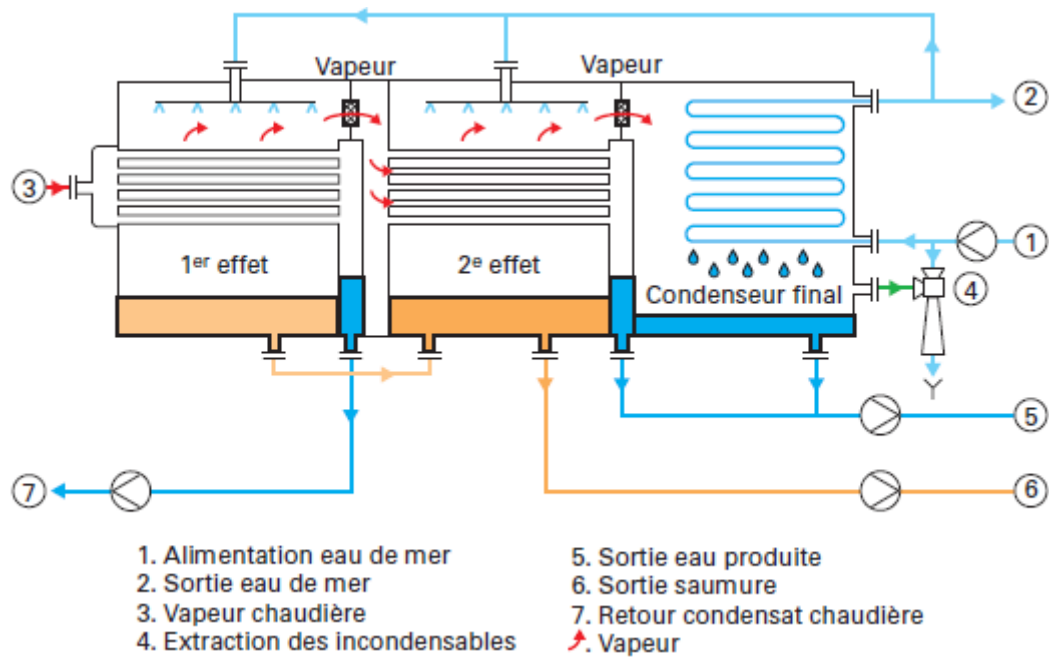


Figure 11: Schéma de distillation à effets multiples (MED)

Cette méthode repose sur le principe de la vaporisation, à pression réduite, d'une fraction de l'eau de mer préalablement chauffée à une température comprise entre 70 et 80°C. L'évaporation de l'eau se produit à la surface d'un échangeur, en opposition au processus antérieur où elle était réalisée par détente à travers des étages successifs [150].

IV.4.1.3 Distillation flash à étages multiples (MSF)

Cette méthode appelée Flash implique de maintenir l'eau sous pression tout au long du processus de chauffage. Une fois qu'elle atteint une température d'environ 120°C, elle est placée dans une enceinte (ou étage) où la pression est réduite. La vaporisation partielle instantanée par détente, connue sous le nom de Flash, se produit. La partie évaporée de l'eau se condense sur les tubes du condenseur situés en haut de l'enceinte, tandis que l'eau liquide est collectée en dessous des tubes [151].

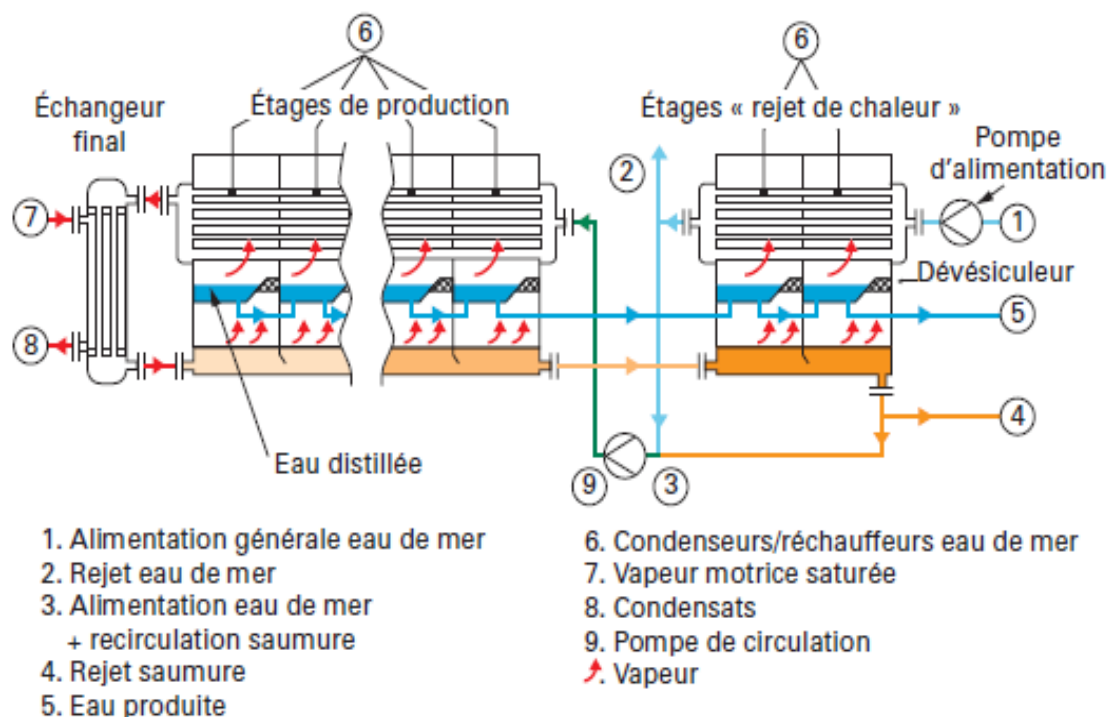


Figure 12: Schéma de distillation flash à étages multiples (MSF)

La chaleur de vaporisation est produite par le refroidissement de l'eau de mer chaude. L'ébullition prend fin lorsque l'eau de mer atteint la température d'ébullition correspondant à la pression applicable à l'étage en question [152]. Par la suite, le flash est reproduit au deuxième étage où la pression est encore plus faible. De cette manière, l'eau est vaporisée par détentes successives dans une série d'étages où les pressions sont de plus en plus basses. Une unité MSF industrielle peut comporter jusqu'à 40 étages successifs [153].

IV.4.1.4 Distillation à compression de vapeur (MVC)

En général, on utilise le procédé de distillation VC (**Figure 13**) pour les petites et moyennes unités de dessalement d'eau de mer. La compression de la vapeur est la source de la chaleur d'évaporation de l'eau, et non pas l'échange direct de chaleur à partir de la vapeur produite dans une chaudière [154]. Le principe de la réduction de la température de point d'ébullition par réduction de la pression est généralement utilisé dans les usines qui utilisent ce processus [155]. Il existe deux méthodes principales pour condenser la vapeur de manière à générer une quantité de chaleur suffisante pour évaporer l'eau de mer : des compresseurs mécaniques ou des jets de vapeur. En général, le compresseur mécanique (MVC) est alimenté par une source d'énergie électrique afin de générer de l'eau grâce à la distillation [156].

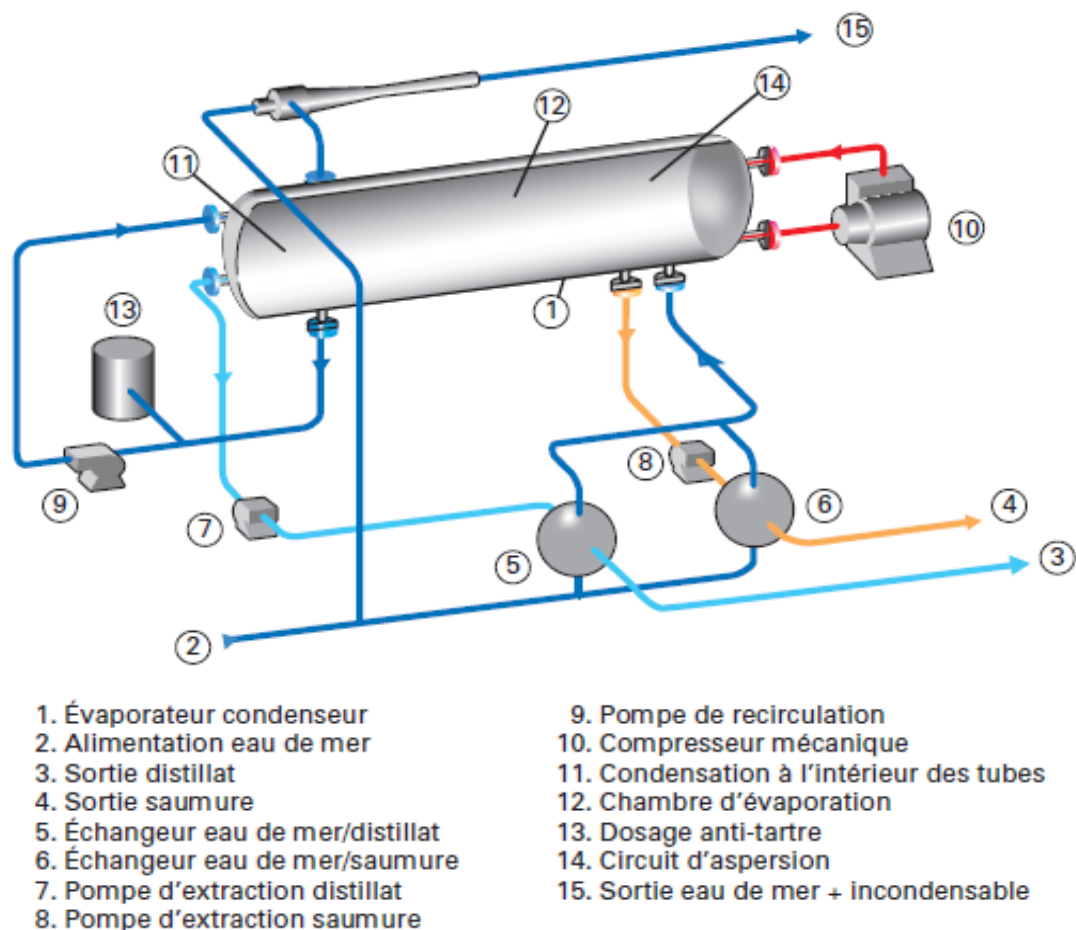


Figure 13: Schéma de distillation à compression de vapeur

IV.4.2 Les procédés membranaires

Les techniques de séparation par membranes, également connues sous le nom de membrane séparation, représentent une avancée majeure dans le secteur du traitement de l'eau. Leur principe repose sur l'extraction physique des microorganismes plutôt que sur leur élimination chimique. Elles ne recourent à aucun produit chimique, à l'exception de ceux nécessaires à leur maintenance [157]. Hautement fiables, ces technologies permettent de générer de l'eau d'une pureté élevée et d'une qualité constante. En milieu naturel, les membranes revêtent une importance capitale dans la séparation des sels, notamment dans des processus tels que la dialyse et l'osmose qui ont lieu au sein de l'organisme humain. Les membranes sont couramment employées dans les deux principaux procédés de dessalement, à savoir l'osmose inverse et l'électrodialyse [158].

IV.4.2.1 L'électrodialyse (ED)

La méthode d'électrodialyse (ED) est considérée comme la deuxième technique parmi les méthodes membranaires. Il s'agit d'une unité constituée de plusieurs centaines de paires de

cellules interconnectées par des électrodes externes, similaire à une pile à membrane. L'eau d'alimentation traverse les cellules de manière simultanée afin de générer un flux continu d'eau dessalée (permeat) et de saumure provenant de la pile [119], tel qu'indiqué dans la **figure 14**. L'électrodialyse est une méthode électro membranaire utilisée pour faciliter le transport sélectif des ions à travers des membranes perméables. L'objectif de cette opération est d'effectuer l'extraction des sels d'une solution, ce qui permet d'obtenir d'un côté une solution saumure fortement concentrée et de l'autre côté une solution dessalée [162].

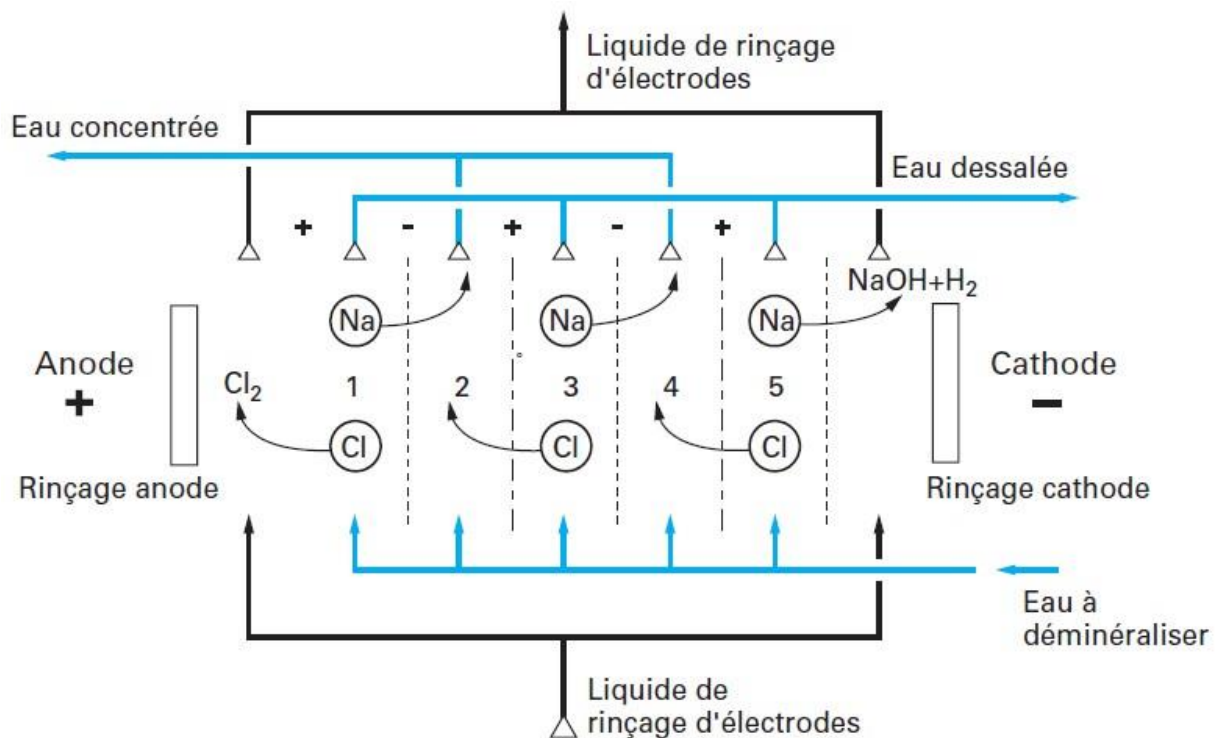


Figure 14: Principe de l'électrodialyse (ED)

IV.4.2.2 L'Osmose inverse (OI)

L'osmose inverse (OI) est une technique de séparation non-équilibrée utilisant des membranes perméables sélectives ayant une capacité de rétention de sels très élevée (**Figure 15**). La force motrice impliquée est la pression ΔP , qui induit des gradients de potentiel chimique de solvant et de soluté à travers la membrane [115]. Les membranes composites, généralement constituées de polyamide, de polysulfone ou de dérivés cellulosiques. La performance du procédé est définie par le débit (à optimiser) et par la concentration de soluté (à réduire) du perméat ou du filtrat, lesquels sont influencés par des phénomènes de nature complexe. L'osmose inverse est une technique utilisée pour extraire l'eau en la faisant passer à travers une membrane dense de manière sélective sous l'effet d'un gradient de pression. Elle fait obstacle au processus naturel

d'osmose, lequel vise à déplacer le solvant d'une solution diluée vers une solution concentrée en contact à travers une membrane sélective, sous l'effet d'un gradient de concentration [149].

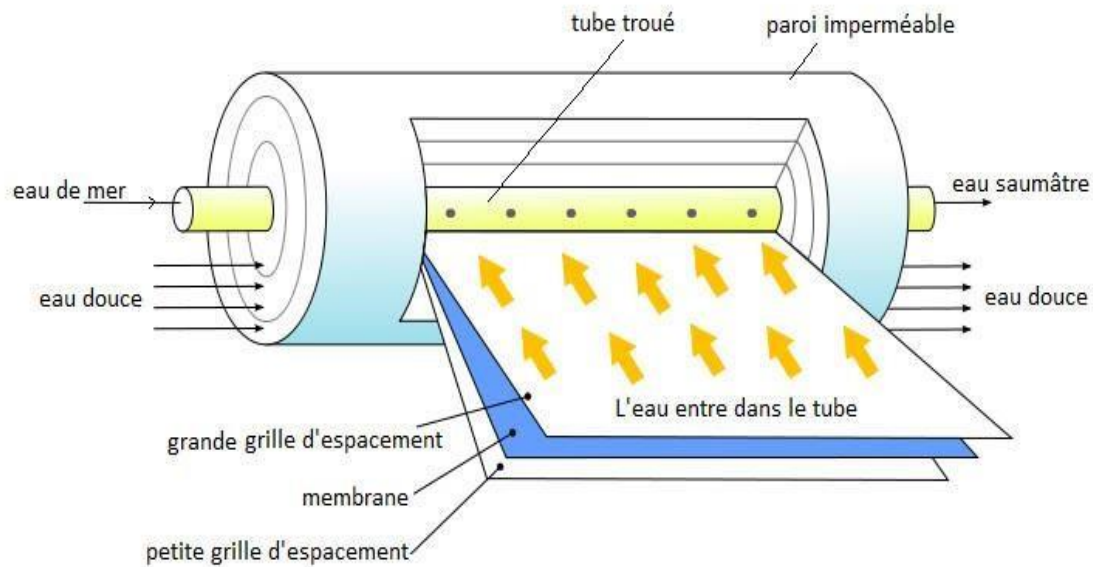


Figure 15: Schéma du procédé d'osmose inverse

IV.4.2.3 Distillation membranaire (MD)

La Distillation Membranaire (DM) est une technique hybride qui intègre à la fois des principes de distillation thermique et de filtration membranaire. La membrane permet le contact direct entre un liquide du côté alimentation et une phase liquide ou gazeuse du côté perméat [163]. La force motrice du procédé est définie comme l'écart de pression partielle entre les deux côtés de la membrane, entraînant ainsi une évaporation du côté alimentation. La membrane joue un rôle de support pour l'interface liquide-gaz sans participer au processus de séparation [164].

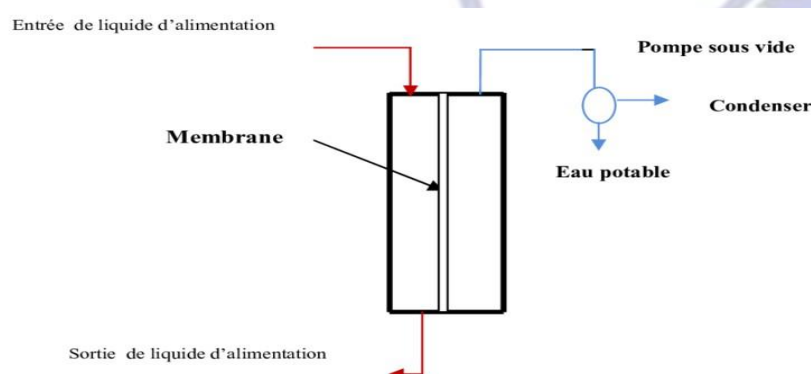


Figure 16: Schéma du procédé de distillation membranaire

IV.4 Autres procédés

IV.5.1 Procédés hybrides

Ainsi, la filtration membranaire par ultrafiltration (UF) ou microfiltration (MF) est considérée comme une étape de prétraitement pertinente en raison de sa capacité à réduire la turbidité, à éliminer les microorganismes et à assurer une production continue d'eau à basse pression, indépendamment de la qualité de l'eau brute [81]. Cependant, leur efficacité reste limitée concernant l'élimination des composés organiques dissous dans les eaux marines. Cependant, ces composés organiques, qui sont des substrats de biomasse, favorisent la croissance du biofilm sur les membranes d'osmose inverse. Par ailleurs, un autre désavantage du prétraitement par membrane est associé au principe fondamental de la séparation membranaire, selon lequel la membrane retenant les espèces colmatantes de l'eau de mer est elle-même sujette au colmatage [157].

IV.5.2 La Congélation

Il s'agit d'une autre méthode de dessalement qui repose sur la disparité des points de congélation de l'eau douce et de l'eau salée. Cette méthode est particulièrement pertinente dans les zones où la température de l'eau de mer est fréquemment inférieure à 0°C. Lorsque la température atteint un niveau suffisamment bas, les bassins sont remplis à des profondeurs variant de 1 à 1,5 cm. Les cristaux de glace sont isolés de la saumure, purgés du sel, puis liquéfiés pour produire de l'eau douce [166].

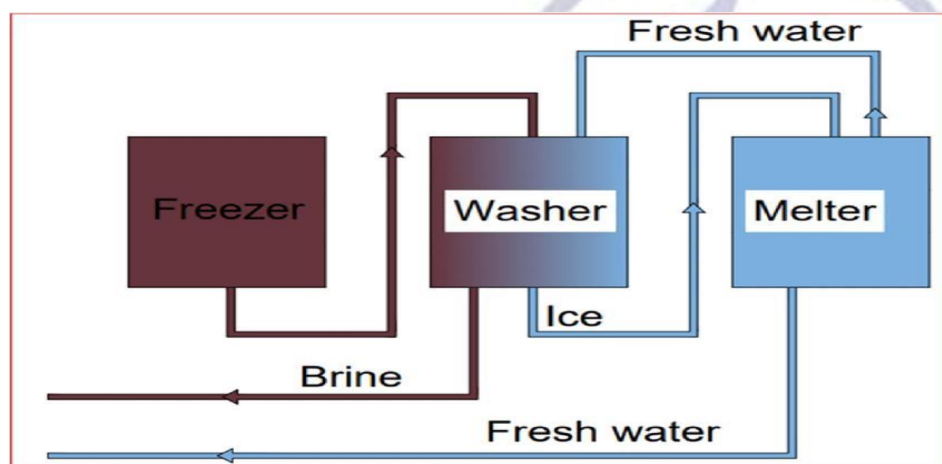


Figure 17: Schéma des procédés de congélation

IV.5 Description du dessalement d'eau de mer par osmose inverse

IV.6.1 Pression osmotique

Le terme d'osmose directe ou simplement d'osmose sera utilisé. Après avoir atteint cet équilibre osmotique, le niveau de l'eau s'est élevé du côté concentré, ce qui entraîne la formation d'une pression appelée pression osmotique. Il s'agit d'un phénomène naturel qui ne dépend que de la concentration [166]. En revanche, si une pression appliquée dépasse la pression osmotique due à la différence de concentration du côté concentré, l'eau se déplacera dans le sens contraire du flux osmotique. La pression osmotique est une caractéristique colligative, ce qui signifie qu'elle ne dépend que du nombre de particules et non pas de la nature de ces dernières. De nombreuses corrélations semi-empiriques entre les paramètres des solutions et la pression osmotique ont été établies au fil des années, ce qui a permis d'en déterminer la valeur à partir de facteurs mesurables, ce qui permet de ne pas s'attarder sur la détermination de i dans l'équation de Van't Hoff lorsqu'on part de l'idéalité [168].

$$\pi = i . C . R . T \quad (1)$$

Avec :

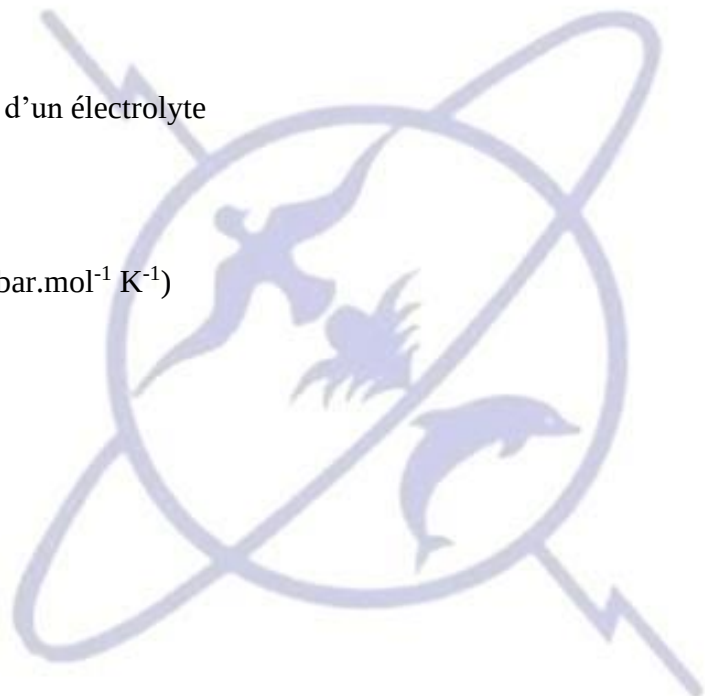
π : Pression osmotique

i : Nombre d'ions dissociés dans le cas d'un électrolyte

C : Concentration molaire (mol. L^{-1})

R : Constante des gaz parfait ($0.082 \text{ L.bar.mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$)

T : Température absolue (K)



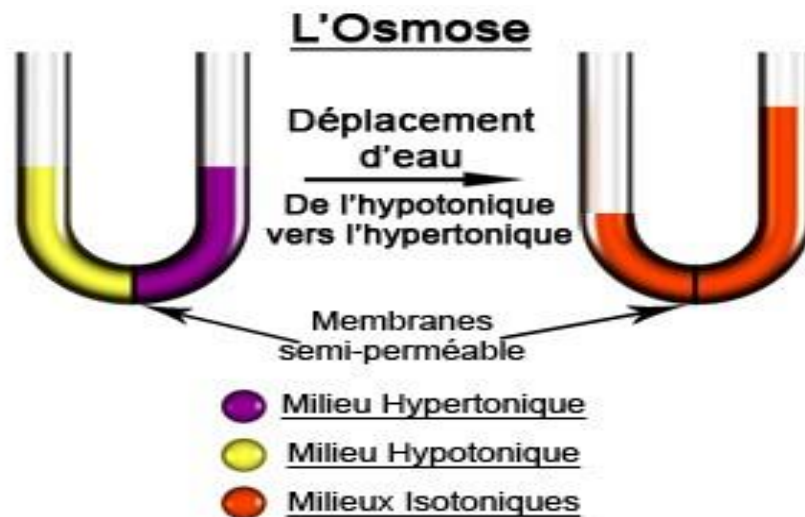


Figure 18: Mécanisme de l'osmose

IV.6.2 Mécanique de transfert

Durant le processus d'osmose inverse, la technique de solubilisation-diffusion est employée afin de faciliter le transfert des éléments solubles à travers une membrane semi-perméable [169]. Toutes les entités moléculaires, à savoir le soluté et le solvant, se dissolvent dans ladite membrane et se diffusent à travers celle-ci de manière similaire à un solide ou un liquide, sous l'influence d'un gradient de concentration et de pression [170].

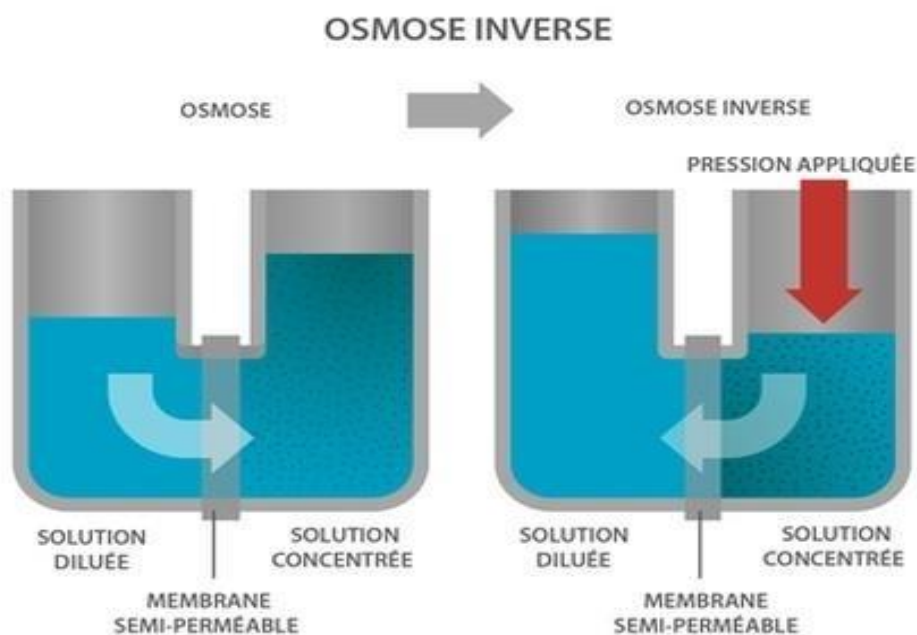


Figure 19: Illustration du processus d'osmose inverse

V. L'impact de dessalement sur l'environnement

V.1 Impacts du prélèvement d'eau d'alimentation

L'exploitation des stations de dessalement implique le prélèvement d'eau de mer. Cette extraction a des effets directs sur les populations marines locales entraînant la capture et la collision d'organismes aquatiques dans les zones de prélèvement [181]. Ce phénomène, fait référence au transport involontaire d'organismes planctoniques de petite taille vers les installations de dessalement en raison du flux d'eau. Afin de réduire l'effet de l'entraînement, il est conseillé de situer les points de captage à distance des zones caractérisées par une forte productivité biologique, ce qui nécessite fréquemment des captages en eaux plus profondes et éloignées des côtes. De plus, les petites installations ont la possibilité d'explorer des systèmes alternatifs, tels que l'exploitation de puits souterrains côtiers [81]. La collision fait référence à la capture d'organismes de grande taille qui ne peuvent pas passer à travers les grilles de captage en raison de la force d'aspiration exercée par le dispositif d'entrée. Ce phénomène a la capacité d'influencer non seulement les populations des organismes capturés, mais également de diminuer l'efficacité de l'installation de dessalement en obstruant partiellement les prises d'eau. Afin de minimiser ces conséquences, il est recommandé d'utiliser des grilles appropriées en combinaison avec le maintien d'une vitesse d'aspiration modérée pendant la collecte de l'eau [146], [178].

V.2 Impacts physico-chimiques

Les rejets des usines de dessalement influencent directement l'environnement marin en modifiant des paramètres physico-chimiques essentiels tels que la salinité et la température dans les zones environnantes aux points de rejet. Ces rejets augmentent la salinité locale, perturbant ainsi les équilibres naturels des écosystèmes marins [86], [100]. De plus, l'élévation de la température des eaux rejetées peut entraîner des modifications des habitats aquatiques, affectant la faune et la flore locales. Par ailleurs, les rejets introduisent des contaminants, comme des métaux lourds et des produits chimiques utilisés dans le processus de dessalement, qui peuvent altérer la qualité de l'eau et poser des risques pour les organismes marins. La **Figure 20** illustre les principaux répercussions environnementaux des rejets des usines de dessalement, mettant en évidence les modifications physico-chimiques telles que l'introduction de contaminants, les changements de salinité, et les augmentations de température, qui affectent l'équilibre naturel des écosystèmes marins [20].

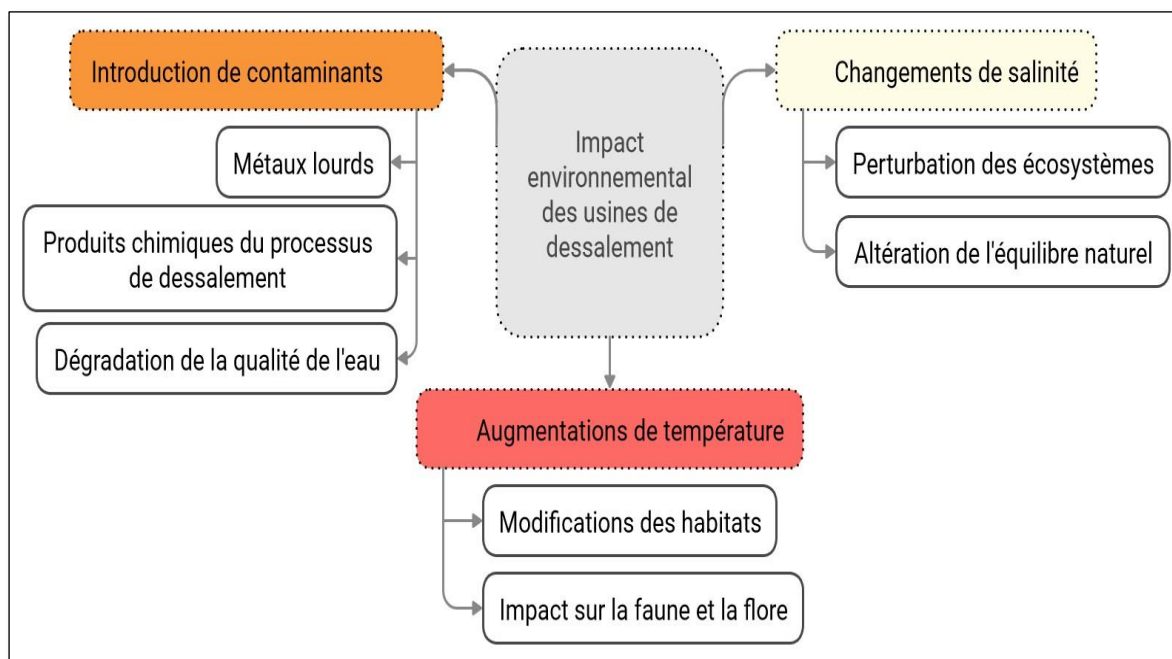


Figure 20: Schéma des impacts environnementaux des usines de dessalement sur les écosystèmes marins

V.2.1 Salinité

Les processus de dessalement génèrent de la saumure, un fluide résiduaire caractérisé par une forte salinité et une concentration élevée en minéraux dissous. Le devenir de cette saumure implique généralement un rejet en mer, considéré comme l'une des méthodes d'élimination les moins coûteuses. Le processus de dessalement comprend plusieurs phases, ce qui entraîne une saumure enrichie en divers produits chimiques et agents. Un premier aspect important à considérer est la haute salinité de la saumure, qui est au moins 1,6 à 2 fois supérieure à celle de l'eau de mer (dont la salinité moyenne est de 35 g/L) [182]. L'élévation de la salinité a un impact direct sur la diversité biologique et la santé des organismes marins, notamment ceux évoluant dans les fonds marins (organismes benthiques) et les zones à faible turbulence (**Tableau 5**) [183].

Tableau 5: Effets de l'Augmentation de la Salinité due aux Rejets de Saumure des Usines de Dessalement sur la Biodiversité Marine.

Cause	Durée de l'étude et emplacement	Technique de dessalement	Organisme/Paramètre affecté	Résultat	Référence
Salinité augmentée, 42 et 48 psu	Janvier 2022 à Juin 2022, près de l'usine de dessalement de Hadera, Israël	OI	Bactéries benthiques	Réduction de 65% de l'abondance des espèces bactériennes	[184]
Salinité augmentée, 56 ppt	Février 2021 à Novembre 2021, près des usines de dessalement de Shalateen, Égypte	OI	Récifs coralliens	Blanchissement et mort des coraux	[185]
Salinité augmentée, 44,5 ± 0,35 psu	Août 2020, usine de Bouser, Oran Bay	OI	Mollusque gastropode marin <i>Patella rustica</i>	Augmentation de l'activité antioxydante et dommages aux tissus	[186]

V.2.2 Température

Le processus de dessalement dans certaines installations entraîne une augmentation de la température de la saumure par rapport aux niveaux de fond des eaux réceptrices. Les technologies de distillation thermique, comme le flash multi-étages (MSF), ont tendance à influencer significativement la température de l'eau d'alimentation, entraînant des rejets de saumure pouvant dépasser de 10 à 15 °C ceux des eaux d'alimentation océaniques [28]. Par contre les procédés d'osmose inverse sont de plus en plus courants et ont tendance à générer des panaches de température plus modérés [81]. Les conclusions des études concernant les répercussions thermiques sur les milieux aquatiques présentent une diversité similaire à celle des recherches portant sur l'influence de la salinité. Par exemple, diverses études de modélisation et de surveillance ont démontré qu'une centrale polyvalente couplée à une usine de dessalement avait la capacité d'accroître la température des eaux réceptrices dans un périmètre de plusieurs kilomètres autour des points de rejet, de 0,1 à 0,5 °C [23], [95], [106], [179].

V.2.3 Contaminants

Les eaux et les sédiments situés à proximité des rejets industriels présentent souvent des concentrations élevées de métaux, d'hydrocarbures et de produits anti-incrustants utilisés dans le nettoyage des membranes d'osmose inverse pour prévenir l'encrassement des canalisations [167], [169]. Dans certaines situations, les rejets provenant des installations de dessalement dépassent les normes de qualité de l'eau. Il est toutefois important de noter que les métaux lourds peuvent également être extraits des eaux d'entrée et concentrés dans les saumures, ce qui signifie qu'une partie de la charge métallique des rejets provient de la concentration de métaux naturellement présents dans les eaux d'admission.

Tableau 6: Concentrations de Métaux Lourds dans les Eaux et Sédiments à Proximité des Rejets des Usines de Dessalement et Normes Environnementales Associées.

Métal	Concentration dans l'eau (µg/L)	Concentration dans les sédiments (mg/kg)	Normes récentes pour l'eau de mer (µg/L)	Normes récentes pour les sédiments (mg/kg)	Référence
Cuivre (Cu)	5-10	50-100	≤ 1.3	≤ 34	[190]
Zinc (Zn)	20-30	100-200	≤ 10	≤ 150	[191]
Plomb (Pb)	2-5	20-50	≤ 1.0	≤ 40	[192]
Cadmium (Cd)	0.5-1	5-10	≤ 0.2	≤ 1.2	[193]
Mercure (Hg)	0.1-0.5	1-2	≤ 0.05	≤ 0.3	[194]

Le **Tableau 6** présente les concentrations de différents métaux lourds identifiés dans les eaux et les sédiments à proximité des déversements des usines de dessalement, en les comparant aux normes récentes établies pour la qualité de l'eau de mer et des sédiments.

Tableau 7 : Produits chimiques utilisés dans le prétraitement des stations de dessalement et leurs impacts environnementaux.

Produit Chimique	Fonction dans le Dessalement	Effets Potentiels sur l'Environnement
Hypochlorite de sodium (NaOCl)	Chloration pour prévenir la prolifération biologique	Génération de sous-produits chlorés potentiellement toxiques pour la faune marine

Chlore ferrique (FeCl₃) ou chlore d'aluminium (AlCl₃)	Floculation pour éliminer les matières en suspension	Augmentation de la charge chimique dans les effluents, modification de la composition chimique de l'eau rejetée
Acide sulfurique (H₂SO₄) ou acide chlorhydrique (HCl)	Ajustement du pH de l'eau de mer	Perturbation de l'équilibre acido-basique naturel dans les zones de rejet
Hexamétaphosphate de sodium (SHMP)	Prévention de la formation de tartre sur les conduites et la membrane	Introduction de phosphates pouvant stimuler la croissance d'algues indésirables
Bisulfite de sodium (NaHSO₃)	Neutralisation des résidus de chlore dans l'eau d'alimentation	Production de dérivés soufrés qui peuvent affecter la qualité de l'eau marine
EDTA (acide éthylènediaminetétraacétique)	Agent chélatant pour dissoudre les dépôts de carbonate	Risque d'écotoxicité et accumulation dans l'eau environnante

Le **Tableau 7** présente une synthèse des principaux produits chimiques employés dans les installations de dessalement, en particulier lors de la phase de prétraitement. Ces substances jouent des rôles clés dans le traitement de l'eau de mer, allant de la chloration à la floculation et à l'ajustement du pH, dans le but de prévenir l'encrassement et d'assurer le bon fonctionnement des membranes de filtration [195].

V.3 Impact Écologique des Rejets des Usines de Dessalement

Les déversements provenant des installations de dessalement ont un impact majeur sur les écosystèmes marins, en raison principalement de l'augmentation de la salinité, de la température et de la présence de substances polluantes. Ces modifications physico-chimiques ont un impact sur une variété d'organismes, tels que les herbiers marins, les coraux et la faune benthique. Une élévation de la température peut induire des changements dans les rythmes biologiques des organismes marins, accroître leur métabolisme et leurs besoins en oxygène, tout en réduisant la capacité de l'eau à dissoudre l'oxygène, ce qui engendre un stress supplémentaire, notamment pour les organismes benthiques qui ont des difficultés à se déplacer pour éviter ces conditions [196]. Les coraux sont particulièrement sensibles aux variations de température, notamment aux panaches thermiques. Ce phénomène de blanchissement corallien découle du stress thermique, entraînant la libération des algues symbiotiques des tissus des coraux, ce qui diminue leur viabilité. Les prairies sous-marines, telles que *Posidonia oceanica*, ont une

importance cruciale dans le processus de séquestration du carbone et la préservation des écosystèmes côtiers. Cependant, leur activité photosynthétique est sensiblement altérée par des niveaux élevés de salinité et de température, ce qui se traduit par une diminution de leur développement et de leur aptitude à stocker du carbone [198]. Le **Tableau 8** résume les principaux effets des rejets des usines de dessalement sur les écosystèmes marins.

Tableau 8: Effets des Rejets des Usines de Dessalement sur les Écosystèmes Marins.

Paramètre Impacté	Organismes Affectés	Effet Observé	Étude de Cas
Température accrue (+3-5°C)	Coraux	Blanchissement, mortalité des colonies	Étude sur le blanchissement corallien en mer Rouge [200]
Demande accrue en oxygène	Faune benthique, poissons	Stress respiratoire, mortalité	Impact du stress thermique sur les poissons en Méditerranée (2019) [201]
Photosynthèse réduite	Herbiers marins (<i>Posidonia oceanica</i>)	Baisse de la croissance, réduction de la fixation du carbone	Analyse des effets des rejets hypersalins sur <i>Posidonia oceanica</i> en Espagne (2021) [202]
Métaux lourds (cuivre, zinc, mercure)	Moules, huîtres	Accumulation de métaux, dysfonctionnements reproductifs	Évaluation de la bioaccumulation des métaux lourds chez les bivalves en mer, Espagne (2025) [203]

VI. Rejet de saumure dans l'environnement

Le dessalement de l'eau de mer, bien qu'essentiel pour répondre aux besoins croissants en eau douce dans les régions arides, génère de grandes quantités de saumure en tant que sous-produit [199]. En effet, pour un taux moyen de récupération d'eau douce de 41 %, les installations de dessalement produisent environ 127 965 000 m³ de saumure par jour au niveau mondial [104], [139], [204]. Ce rejet de saumure, dont la qualité et la quantité varient selon la technologie utilisée, les spécifications de l'eau produite, et les pratiques de maintenance des équipements, soulève des préoccupations majeures en matière de protection de l'environnement.

Différentes stratégies sont employées pour la gestion des rejets de saumure, chacune ayant des avantages et des limites écologiques spécifiques. **Tableau 9** présente des méthodes courantes de rejet de saumure, leurs coûts, et les principaux défis environnementaux associés.

Tableau 9: Méthodes de gestion des rejets de saumure et défis environnementaux associés.

Méthode	Principe	Coût (USD/m ³ de saumure rejetée)	Défis environnementaux
Rejet dans les égouts	La saumure est rejetée dans les égouts	0,32–0,66	Inhibition de la croissance bactérienne dans les stations de traitement des eaux usées
Bassin d'évaporation	La saumure s'évapore dans un bassin, laissant les sels résiduels	3,28–10,04	Pollution des eaux souterraines et salinisation des sols
Rejet en eau de surface	La saumure est rejetée dans les eaux de surface	0,05–0,30	Pollution potentielle de l'environnement marin
Injection en puits profond	La saumure est injectée dans des formations rocheuses souterraines poreuses	0,54–2,65	Pollution des eaux souterraines et salinisation des sols
Application terrestre	La saumure est utilisée pour irriguer des cultures et graminées tolérantes au sel	0,74–1,95	Salinisation des sols

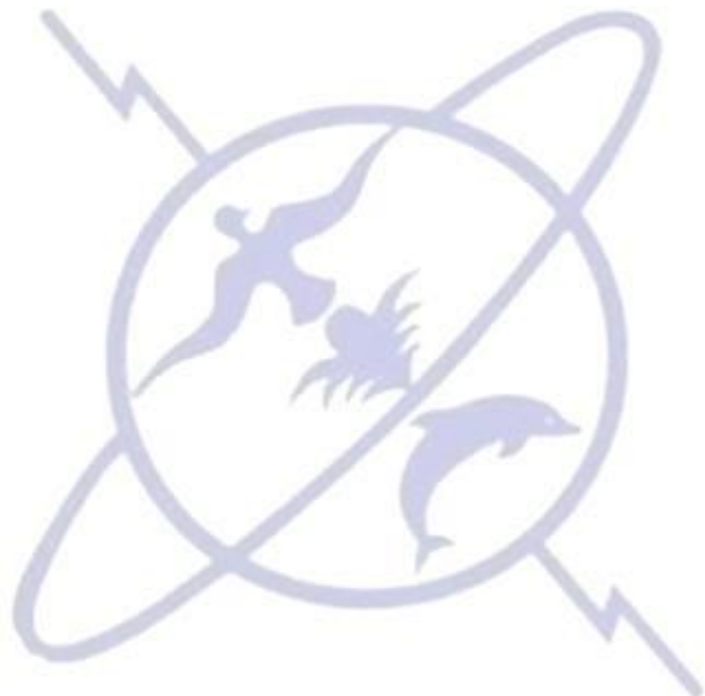
Le rejet de saumure dans les égouts constitue une solution simple et économique, mais il peut compromettre l'efficacité des stations d'épuration en inhibant la croissance bactérienne nécessaire au traitement biologique des eaux usées [205], [206]. Les bassins d'évaporation permettent de réduire le volume de saumure par évaporation de l'eau, mais ils entraînent un risque de pollution des nappes phréatiques et de salinisation des sols adjacents [207], [208], [209]. Le rejet en eau de surface est souvent privilégié pour sa simplicité, bien qu'il présente un risque élevé de contamination des écosystèmes marins en raison des concentrations de sel élevées et des substances chimiques présentes [52]. Quant à l'injection en puits profond, elle constitue une alternative pour éviter les impacts marins, mais elle peut entraîner une salinisation des eaux souterraines. Enfin, l'application terrestre de la saumure pour l'irrigation des plantes tolérantes au sel représente une option pour valoriser ce sous-produit, mais elle reste limitée par la potentielle salinisation des sols agricoles [209].

V. Conclusion

Cette revue bibliographique a révélé les principales avancées et les défis actuels liés au dessalement de l'eau de mer, en mettant en évidence la complexité de la gestion des rejets de saumure et ses effets sur les écosystèmes marins. Les procédés de dessalement, bien qu'essentiels pour répondre à la demande croissante en eau douce, soulèvent des préoccupations

majeures en matière d'impact écologique. Parmi les techniques de dessalement, l'osmose inverse est privilégiée pour son efficacité énergétique relative, mais elle génère des effluents concentrés en sel et en produits chimiques, augmentant les risques pour la biodiversité marine.

La gestion de la saumure est un domaine de recherche dynamique. Les études soulignent que des stratégies de rejet, telles que l'injection dans des puits profonds et l'utilisation de bassins d'évaporation, bien que bénéfiques dans certains contextes, présentent chacune des défis techniques et écologiques spécifiques. Les avancées récentes explorent des solutions telles que l'utilisation de dispositifs de récupération d'énergie et des techniques de diffusion multiports pour atténuer les impacts environnementaux.



Chapitre II : Présentation et descriptif du site d'étude



I. Présentation de la station de dessalement d'eau de mer de Douira

I.1 Situation géographique

La station de dessalement d'eau de mer de Douira est située sur la côte Atlantique du Maroc, plus précisément dans la région d'Agadir, au sud du pays. Elle se trouve à proximité de la zone de Douira-Sidi R'bat, dans la province de Chtouka Ait Baha, à environ 40 km au Sud d'Agadir. Cette localisation stratégique sur la côte atlantique permet à la station de bénéficier d'un accès direct à l'eau de mer, une ressource clé pour son fonctionnement [106]. La station est implantée dans une région qui souffre de pénuries d'eau, et son objectif principal est de répondre à la demande croissante en eau potable pour la population locale, ainsi qu'aux besoins en irrigation agricole [106].



Figure 21: Vue aérienne de la station de dessalement de Douira (a) et photo de la station vue de mer (b).

I.2 Description du milieu physique

I.2.1 Climatologie

La station de dessalement d'eau de mer d'Agadir, située à Douira dans la région de Souss-Massa, bénéficie d'un climat semi-aride influencé par la proximité de l'océan Atlantique. Les hivers sont doux et légèrement pluvieux, principalement de novembre à avril, tandis que les étés, de

mai à septembre, sont chauds et secs. Les températures moyennes mensuelles varient de 20,4 °C en janvier à 26,4 °C en septembre. Les précipitations annuelles sont faibles, avec un total moyen d'environ 290,6 mm, les mois les plus pluvieux étant décembre et novembre, enregistrant respectivement 61 mm et 53 mm de précipitations [106], [112].

I.2.2 Température

Les températures de la région d'Agadir présentent une variabilité intra-annuelle notable, avec des écarts modérés d'une année à l'autre. Les températures maximales moyennes mensuelles varient entre 18,8 °C en janvier et 32,5 °C en juillet. Les températures minimales moyennes mensuelles oscillent de 9,6 °C en janvier à 21,6 °C en août. La **Figure 22** présente les températures mensuelles minimales, moyennes et maximales.

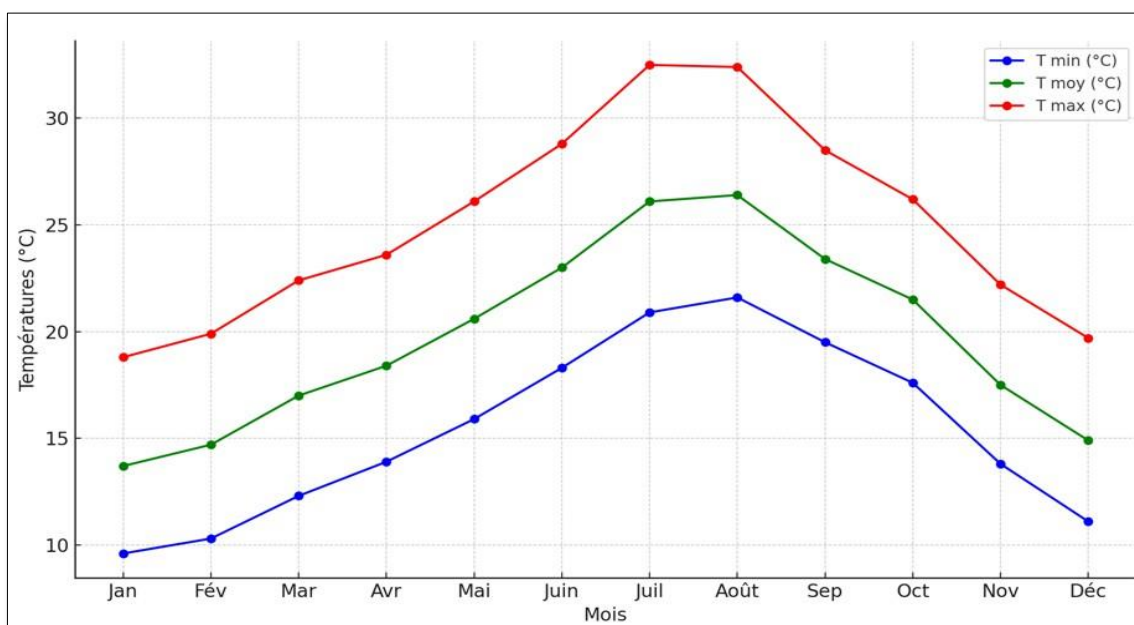


Figure 22: Variations mensuelles des températures minimales, moyennes et maximales à Agadir [214]

I.2.3 Pluviométrie

La pluviométrie à Agadir présente une variabilité saisonnière marquée, avec une moyenne annuelle d'environ 288mm. Les précipitations se concentrent principalement en automne et en hiver, de novembre à mars, totalisant environ 50 à 60 jours de pluie par an. Les averses sont souvent intenses et de courte durée. La période estivale, de mai à octobre, est généralement sèche, avec des précipitations mensuelles inférieures à 5mm. La **Figure 23** présente les quantités de pluies intra-annuelles de la ville Agadir.

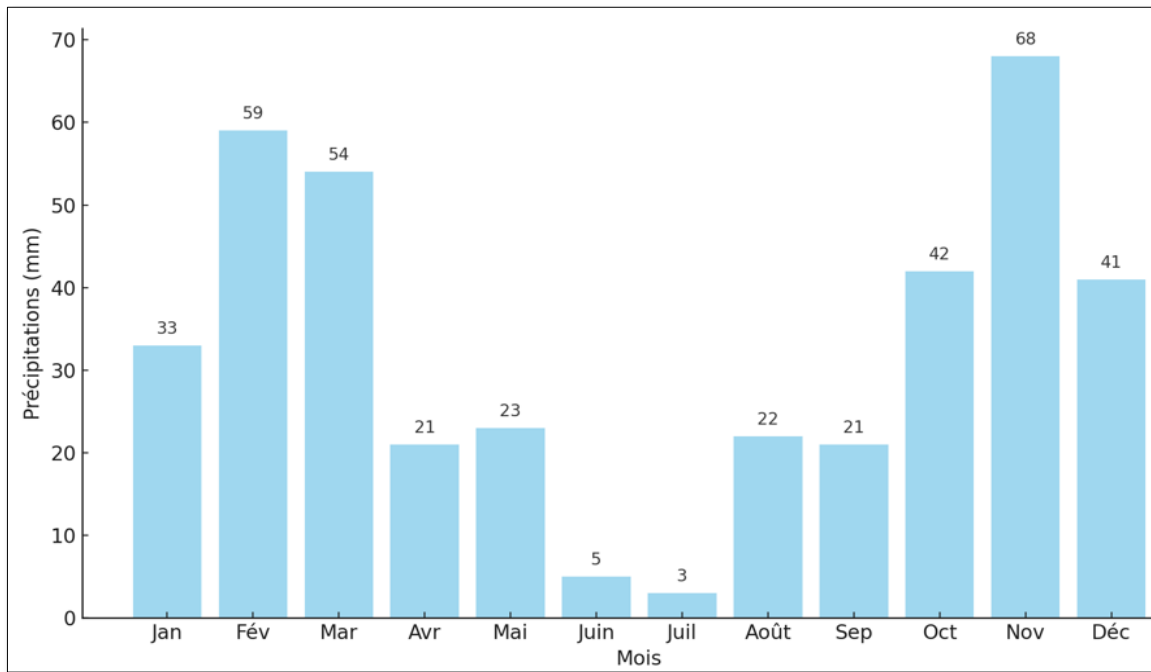
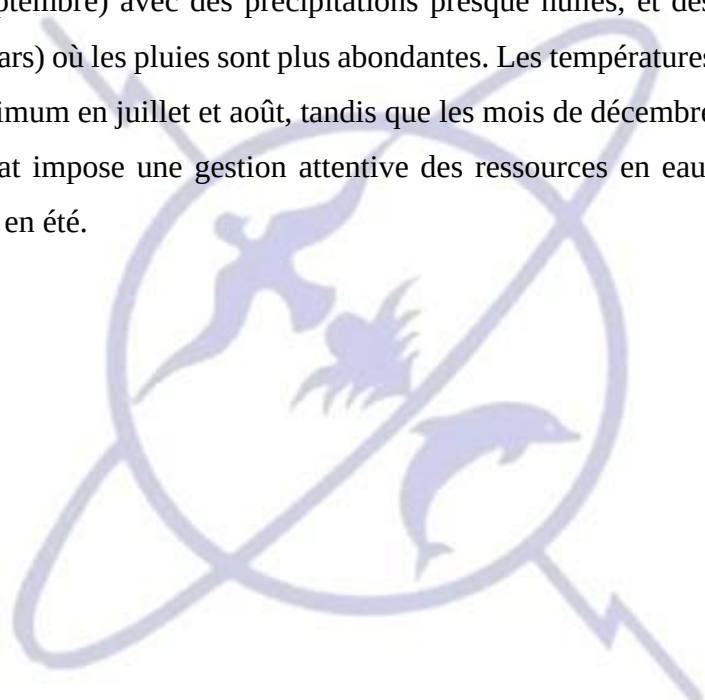


Figure 23: Pluviométrie annuelle de la ville d'Agadir [215].

I.2.4 Diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique d'Agadir (**Figure 24**) montre un climat semi-aride caractérisé par des étés chauds et secs (mai à septembre) avec des précipitations presque nulles, et des hivers doux et humides (novembre à mars) où les pluies sont plus abondantes. Les températures atteignent leur pic en été, avec un maximum en juillet et août, tandis que les mois de décembre et janvier sont les plus frais. Ce climat impose une gestion attentive des ressources en eau, notamment pour les besoins croissants en été.



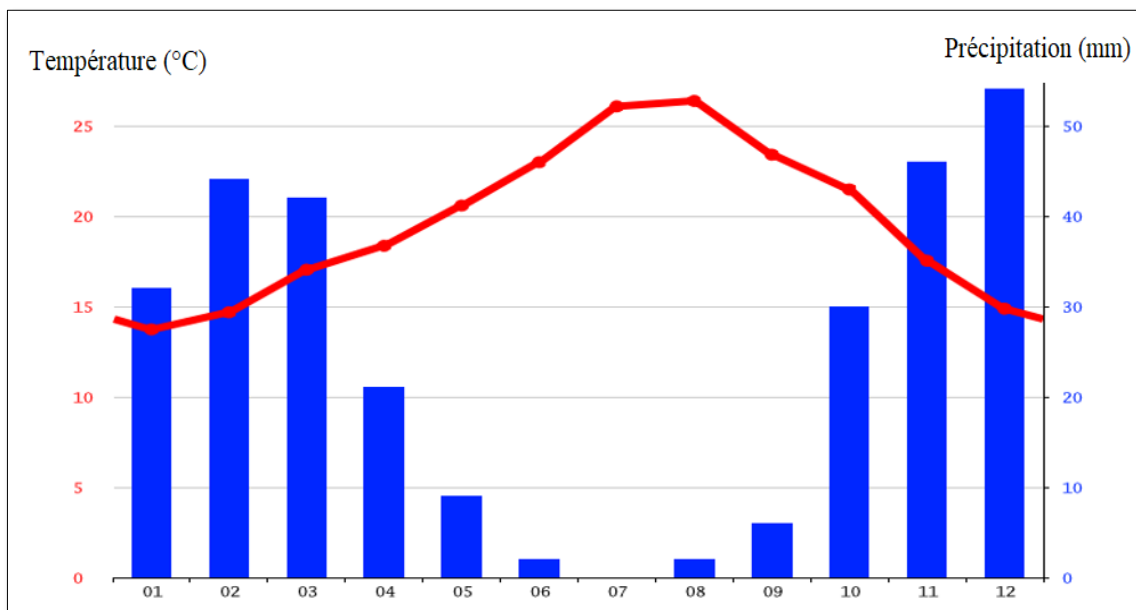


Figure 24: Diagramme ombrothermique de la province d'Agadir [216].

I.2.5 L'enseillement

Agadir bénéficie d'un ensoleillement généreux tout au long de l'année, avec une moyenne mensuelle de 291,55 heures, représentant un total annuel d'environ 3 498,62 heures. Le mois de juillet se distingue comme étant le plus ensoleillé, enregistrant une moyenne quotidienne de 11,14 heures, soit un cumul mensuel de 345,26 heures. En revanche, le mois de janvier connaît le moins d'ensoleillement, avec une moyenne quotidienne de 8,39 heures, totalisant 251,63 heures pour le mois (**Figure 25**). Ces données illustrent le caractère favorable du climat de la région pour les activités nécessitant une exposition solaire, tout en soulignant une variation saisonnière marquée dans la durée quotidienne d'ensoleillement.

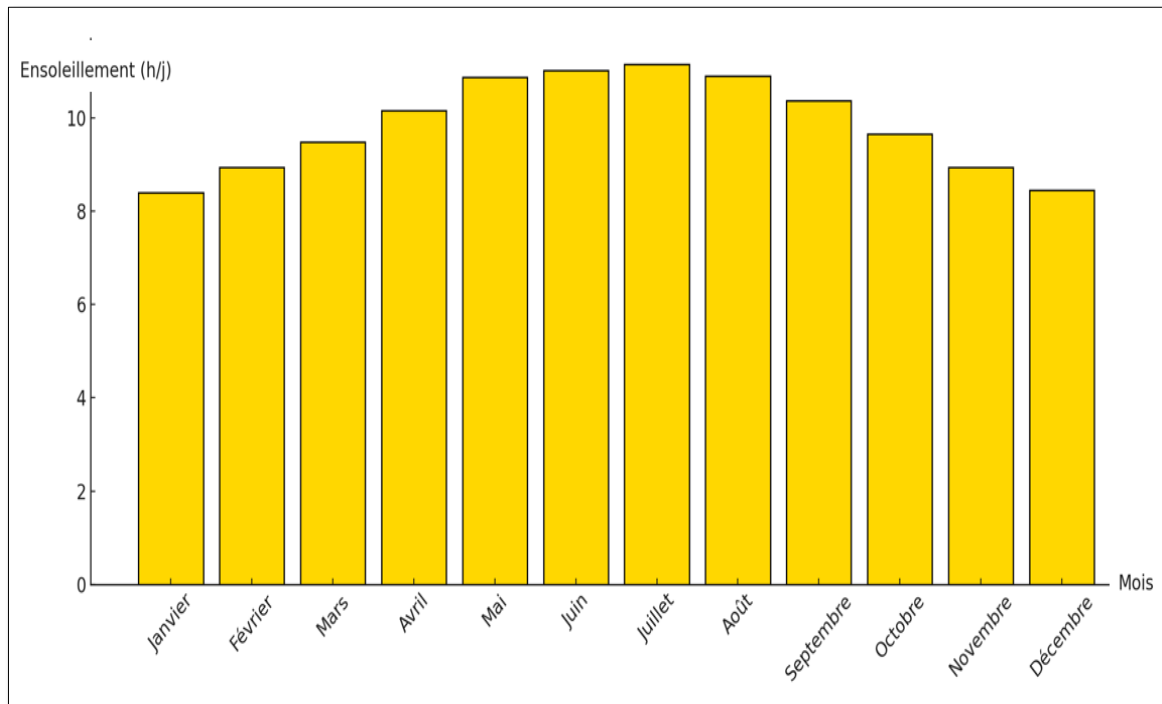


Figure 25: Distribution mensuelle de l'ensoleillement moyen quotidien à Agadir (h/j) [215].

I.2.6 Température de l'eau

La **Figure 26** présente l'évolution mensuelle des températures de l'eau de mer de la ville d'Agadir (Océan Atlantique) :

- Les températures minimales, moyennes et maximales augmentent progressivement de janvier à septembre, avec des valeurs maximales atteignant environ 20,2°C en septembre.
- La période estivale (juin à septembre) montre les températures les plus élevées, reflétant un réchauffement progressif de l'eau pendant l'été.
- Après septembre, les températures commencent à diminuer progressivement, atteignant leurs niveaux les plus bas en hiver, entre décembre et février, avec une température minimale autour de 16,4°C.

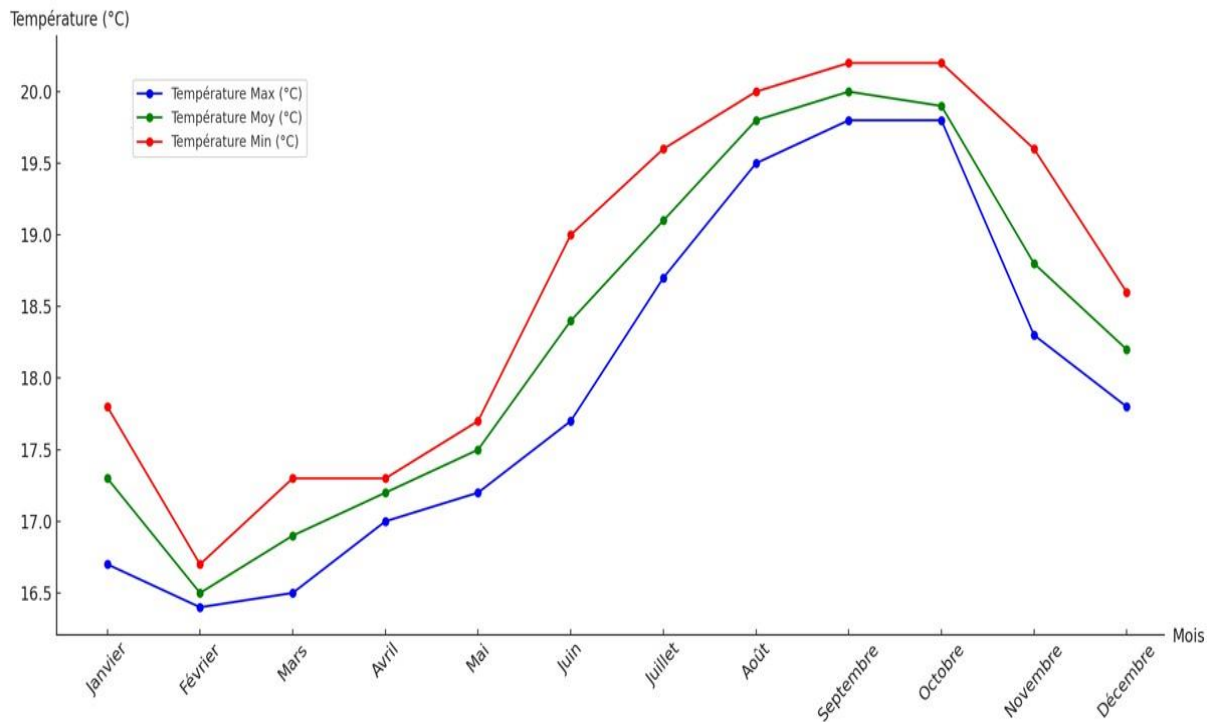


Figure 26: Évolution mensuelle des températures de l'eau de mer à Agadir (océan Atlantique) [215].

1.2.7 Humidité relative de l'air

La Figure 27 représente l'évolution mensuelle du taux d'humidité relative à Agadir. Les valeurs montrent une variation saisonnière marquée, avec une humidité relativement élevée pendant les mois d'hiver (janvier, novembre, et décembre) atteignant environ 66-67 %, et des niveaux plus faibles pendant l'été, avec un minimum enregistré en juillet (56 %).

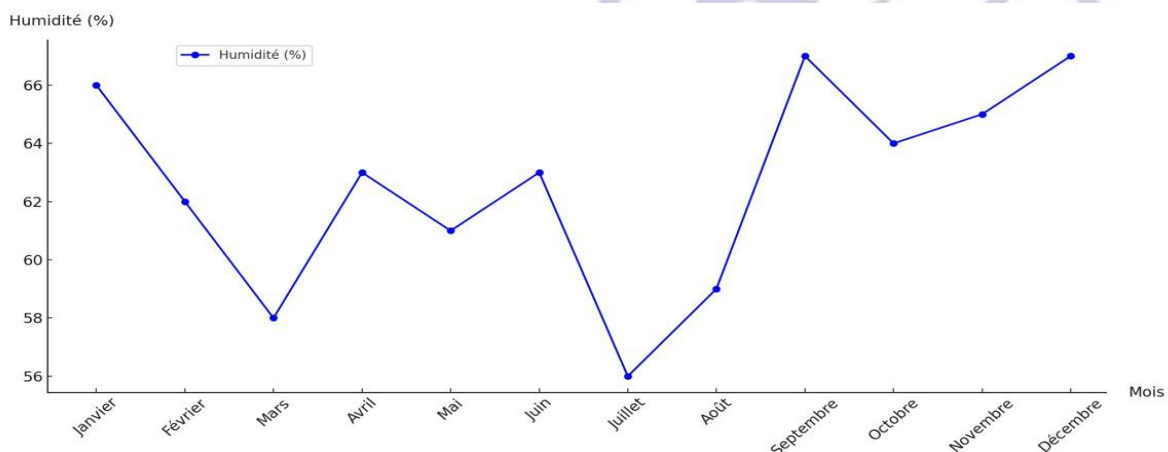


Figure 27: Évolution mensuelle du taux d'humidité relative à Agadir [216].

I.2.8 Vent

À Agadir, les vents soufflent fréquemment tout au long de l'année, avec une intensité accrue dans la zone côtière, particulièrement en fin d'après-midi. Des vents chauds, tels que le chergui, peuvent également être observés, surtout durant les mois d'avril et mai. Les données climatiques modélisées pour la région d'Agadir (latitude : 30°25'N, longitude : 9°36'W, altitude : 75 m) [216], montrent que les vents dominants proviennent généralement du Nord et du Nord-Ouest. Leur vitesse moyenne peut atteindre jusqu'à 7,5 m/s, avec des pointes plus élevées observées en été (**Figure 28**). Ces conditions climatiques, influencées par la proximité de l'océan Atlantique, jouent un rôle crucial dans la régulation thermique de la région et influencent significativement l'écosystème local.

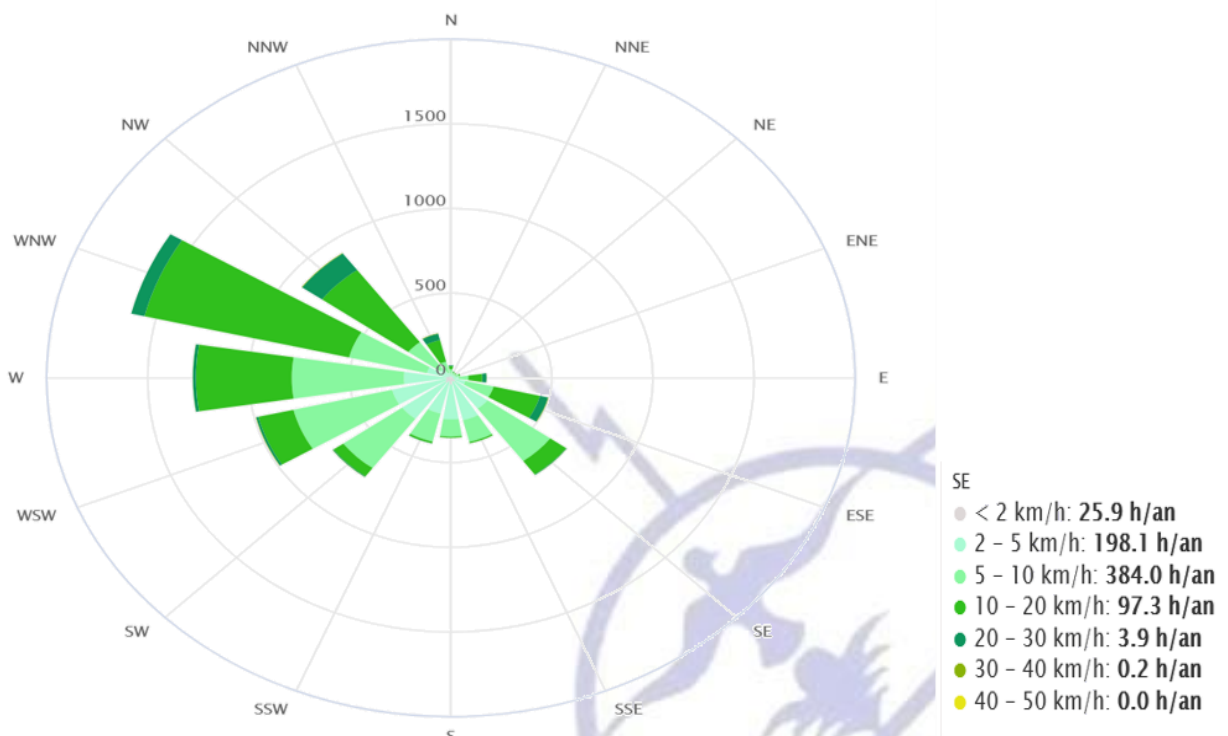


Figure 28: Rose des vents illustrant la distribution des fréquences et vitesses du vent à Agadir [216].

I.3 Caractéristiques techniques de l'usine de dessalement de Douira

L'usine de dessalement d'Agadir, située dans la région de Douira, est un projet majeur visant à répondre aux besoins en eau potable et en irrigation dans la région de Souss-Massa, marquée par un stress hydrique important. Cette installation moderne est conçue pour utiliser les technologies les plus avancées, garantissant une production d'eau douce durable et efficace [14].

I.3.1 Technologie de dessalement

L'usine repose sur la technologie d'osmose inverse [217], une méthode performante permettant de dessaler l'eau de mer en éliminant les sels dissous grâce à des membranes semi-perméables. Cette technique est particulièrement efficace en termes de consommation énergétique comparée aux autres méthodes de dessalement. Les éléments principaux qui composent une installation d'osmose inverse sont illustrés dans la **Figure 29**.

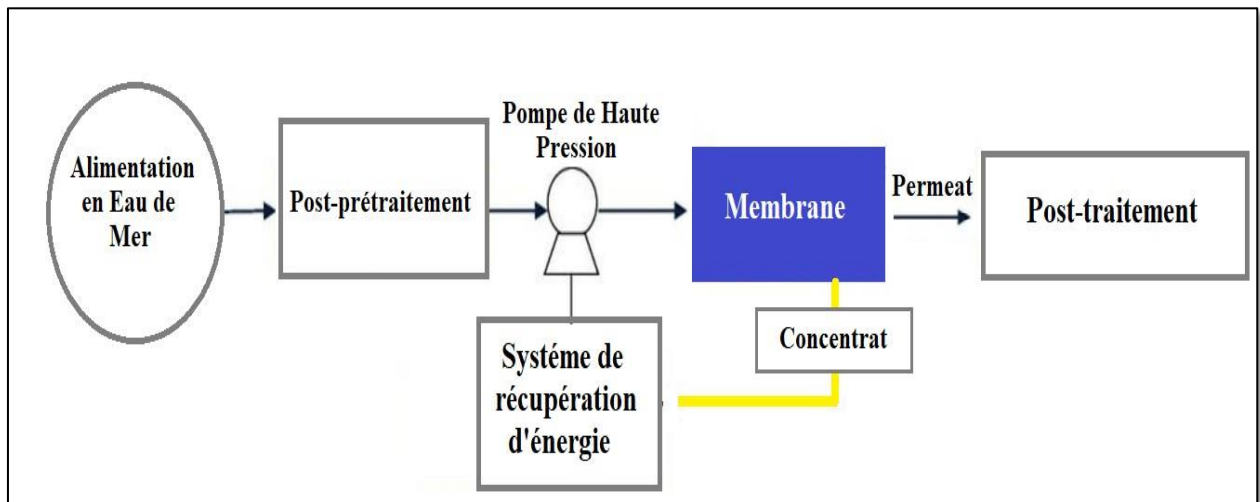


Figure 29: Composants essentiels d'une installation de dessalement par osmose inverse [218].

I.3.2 Capacité de production

La station de dessalement d'eau de mer de Douira, située près d'Agadir au Maroc, représente une avancée majeure dans la gestion durable des ressources hydriques. Conçue pour répondre aux besoins croissants en eau potable et en irrigation agricole dans la région, elle affiche une capacité initiale de production de 275 000 m³ par jour. Cette production se divise en 150 000 m³ destinés à l'approvisionnement en eau potable et 125 000 m³ pour l'irrigation des terres agricoles [219]. Cette répartition témoigne de l'importance de l'usine pour la sécurité hydrique des ménages et le soutien au secteur agricole, un pilier économique essentiel de la région. Dans une perspective à long terme, la capacité de l'usine est prévue pour être portée à 400 000 m³ par jour [220], permettant ainsi de répondre à la demande croissante en eau due à l'expansion urbaine et agricole. Cette augmentation vise à équilibrer les besoins entre l'eau potable et l'irrigation, tout en garantissant la durabilité des ressources disponibles.

I.3.3 Source d'énergie

I.3.4 Principales infrastructures

La station de dessalement d'eau de mer de Douira, est dotée d'infrastructures modernes conçues pour répondre à des besoins en eau potable et en irrigation tout en limitant son impact environnemental. Elle comprend plusieurs unités spécialisées intégrées de manière stratégique, comme illustré dans la **Figure 30**. L'eau de mer est d'abord acheminée via des tunnels d'arrivée vers des bassins de réception, où un système de préfiltration élimine les impuretés majeures. Par la suite, l'eau passe par des unités de traitement, notamment l'unité de microfiltration et l'unité d'ultrafiltration, qui assurent une purification préliminaire avancée. L'étape clé du processus, l'osmose inverse, se déroule dans une unité dédiée, permettant le dessalement de l'eau grâce à des membranes haute performance. L'eau dessalée est ensuite traitée dans les bassins de reminéralisation pour lui conférer des propriétés compatibles avec la consommation humaine et l'usage agricole. Les eaux excédentaires et les saumures sont rejetées dans l'environnement marin de manière contrôlée, via un tunnel de rejet équipé de diffuseurs, afin de limiter les impacts écologiques. La station dispose également de réservoirs d'eau potable, de réservoirs de rinçage, ainsi que d'un bassin d'eau d'irrigation, favorisant une gestion optimale des ressources hydriques.

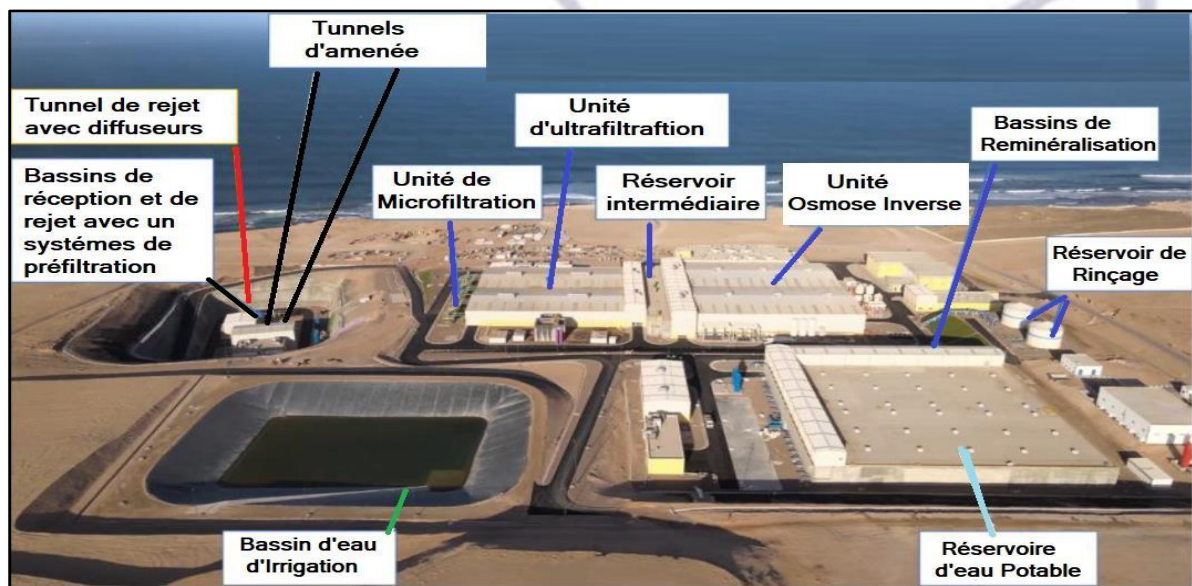


Figure 30: Équipements principaux de la station de dessalement d'eau de mer de Douira (Agadir) [223]

I.4 Caractéristiques de l'eau à traiter

La station traite l'eau de mer prélevée de l'océan Atlantique. Les caractéristiques physico-chimiques de cette eau influencent directement l'efficacité du processus de dessalement par osmose inverse. Les paramètres clés de l'eau à traiter incluent la salinité, la température, la turbidité et la présence de matières organiques et inorganiques. La salinité moyenne de l'eau de mer dans cette région est d'environ 35 g/L [224], ce qui est typique des eaux océaniques. La température de l'eau varie saisonnièrement, généralement entre 16 °C et 22 °C, affectant la viscosité de l'eau et, par conséquent, le flux à travers les membranes d'osmose inverse [225]. La turbidité, indiquant la concentration de particules en suspension, est un facteur crucial pour la préfiltration, car une turbidité élevée peut encrasser les membranes et réduire leur efficacité.

I.5 Caractéristiques de l'eau commercialisable

La qualité de l'eau produite et commercialisée par la station de dessalement de Douira, est rigoureusement contrôlée pour répondre aux normes et exigences des consommateurs. Les analyses quotidiennes effectuées permettent de garantir une eau conforme aux critères établis, comme le montre le **Tableau 10**.

Tableau 10: Paramètres de qualité de l'eau commercialisée par la station de dessalement de D'Agadir [226].

Analyse effectuée	Qualité garantie	Unité
pH	8 à 8.5	-
Alcalinité	65	ppm CaCO ₃
Dureté	50 à 65	ppm CaCO ₃
Indice de Langelier	0 à 0.4	-
Chlore résiduel	0.5	mg/L

Ces caractéristiques assurent que l'eau est adaptée à une consommation domestique et agricole. Le pH, maintenu entre 8 et 8.5, garantit un équilibre chimique optimal. L'alcalinité et la dureté, respectivement de 65 ppm CaCO₃ et entre 50 et 65 ppm, permettent de préserver la qualité de l'eau pour des usages variés tout en minimisant les risques de corrosion ou d'entartrage. L'indice de Langelier, compris entre 0 et 0.4, témoigne d'une eau légèrement incrustante, idéale pour la durabilité des réseaux de distribution. Enfin, la présence de chlore résiduel à hauteur de 0.5 ppm assure une désinfection efficace, garantissant ainsi la sécurité microbiologique de l'eau.

I.6 Rejets de l'usine

Le rejet de la saumure provenant de la station de dessalement de Douira, est réalisé de manière contrôlée pour minimiser son impact environnemental. Située à 500 mètres du littoral, l'émissaire de rejet de saumure possède une longueur totale de 500 mètres et un diamètre intérieur de 2300 mm, construit en béton armé. Ce conduit traverse un micro-tunnel creusé dans la roche à une profondeur de 5 mètres sous le niveau marin. Pour une dispersion optimale de la saumure, une tuyauterie en PRV (plastique renforcé de verre) de 2200 mm de diamètre est installée sur le fond marin rocheux, connectée au micro-tunnel [227]. Cette infrastructure est équipée de diffuseurs, permettant une dilution efficace des effluents dans l'eau de mer. Le volume moyen de rejet est de 336 000 m³/j, et des exigences strictes sont imposées pour garantir que l'augmentation de la salinité dans l'eau environnante ne dépasse pas 2 g/L dans un rayon de 400 mètres autour du point de rejet. Ces mesures assurent une gestion durable et respectueuse de l'environnement pour les rejets de saumure [106].

II. Procédé de dessalement appliqué dans la station de Douira

II.1 Captage d'eau de mer et filtration primitive

Le but de cette étape est de retenir l'eau, d'éliminer les particules de grande taille et de préparer l'eau en vue des deux phases de filtration suivantes. La pêche en mer est effectuée à une profondeur de 7 mètres et à une distance de 1800 mètres du rivage. La collecte d'eau est effectuée à travers une prise d'eau ouverte, tandis que le processus de captage est réalisé au moyen d'une tour de captage comme c'est illustré sur la **Figure 31**. L'eau est ensuite pompée à l'aide de 11 pompes, dont 10 sont opérationnelles et 1 est en réserve. Le processus de captage doit être en mesure d'assurer cinq objectifs essentiels, à savoir : Assurer un approvisionnement en eau de mer en quantité suffisante ; Garantir la meilleure qualité d'eau possible ; Minimiser les variations de qualité physique, chimique et biologique ; Réduire les coûts au maximum ; Limiter l'impact physique et environnemental [228].

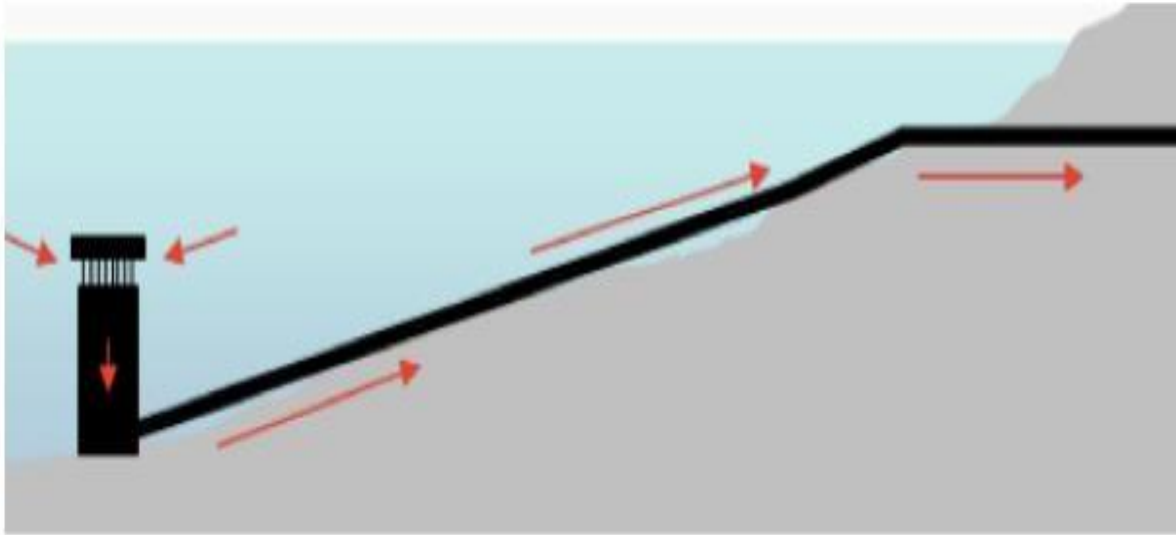


Figure 31: Prise d'eau de mer au niveau de la station

II.2 Prétraitement

II.2.1 Prétraitement physique

Il s'agit de la phase du processus de dessalement visant à supprimer les particules en suspension, les substances organiques et les micro-organismes. Elle est également indispensable pour prévenir l'endommagement des pompes, l'accumulation, la pollution et la décomposition des membranes d'osmose inverse par les micro-organismes.

Filtration à base de sable et d'antracite : Ce dispositif supprime la majorité des particules, huiles et graisses présentes dans l'eau de mer et génère une eau filtrée à faible turbidité, adaptée à la phase d'osmose inverse. Le colmatage du filtre, qui est une forme de son encrassement, dépend de la densité des particules présentes dans l'eau. Le flux d'eau par mètre carré de surface filtrante (vitesse de filtration). Concernant la taille des grains de sable. Concernant la qualité de l'eau [228]. De la fréquence du contre lavage.

Filtration à cartouche : il s'agit d'une microfiltration réalisée grâce à des cartouches en polypropylène de 25 microns et d'un diamètre de 61 mm, placées dans des réservoirs métalliques positionnés verticalement. Sa mission consiste à sauvegarder les pompes à haute pression, tout en préservant également les membranes de l'obstruction ou des entraves aux canaux hydrauliques.

II.2.2 Prétraitement chimique

Le prétraitement chimique implique l'injection d'hypochlorite de sodium et de chlore ferrique :

Dosage d'hypochlorite de sodium : L'injection d'hypochlorite de sodium se fait au niveau du

point d'aspiration des pompes d'eau de mer. Cette opération est réalisée à l'aide de cinq pompes (quatre en fonctionnement et une en secours), chacune ayant un débit nominal approximatif de 200 L/h. L'intégration du produit chimique peut se faire dans la tour de captage, via le système d'aspiration des pompes à eau de mer ou au travers de la pompe à impulsion pour l'eau de mer. Deux réservoirs pour hypochlorite, chacun avec une capacité de 140 m³, sont également prévus.

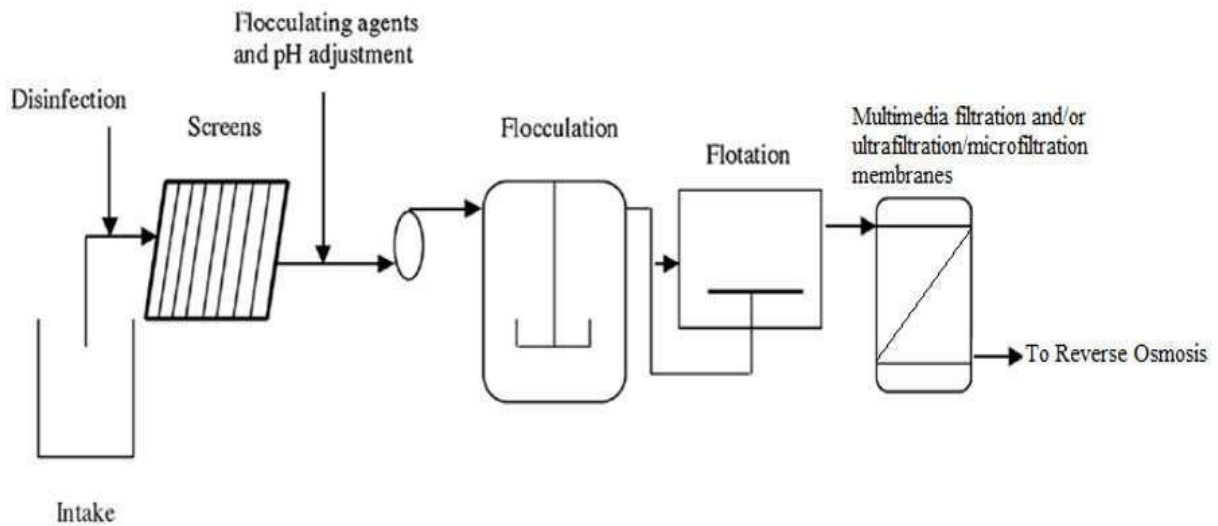


Figure 32: Schéma explicatif des deux types de prétraitement utilisés

II.3 L'osmose inverse

Le système d'osmose inverse est utilisé pour la réalisation du dessalement de l'eau de mer, cette phase étant primordiale dans le processus, elle favorise la séparation des sels présents dans l'eau de mer. Le schéma simplifié des étapes de l'osmose inverse est visible sur la **figure 33**.

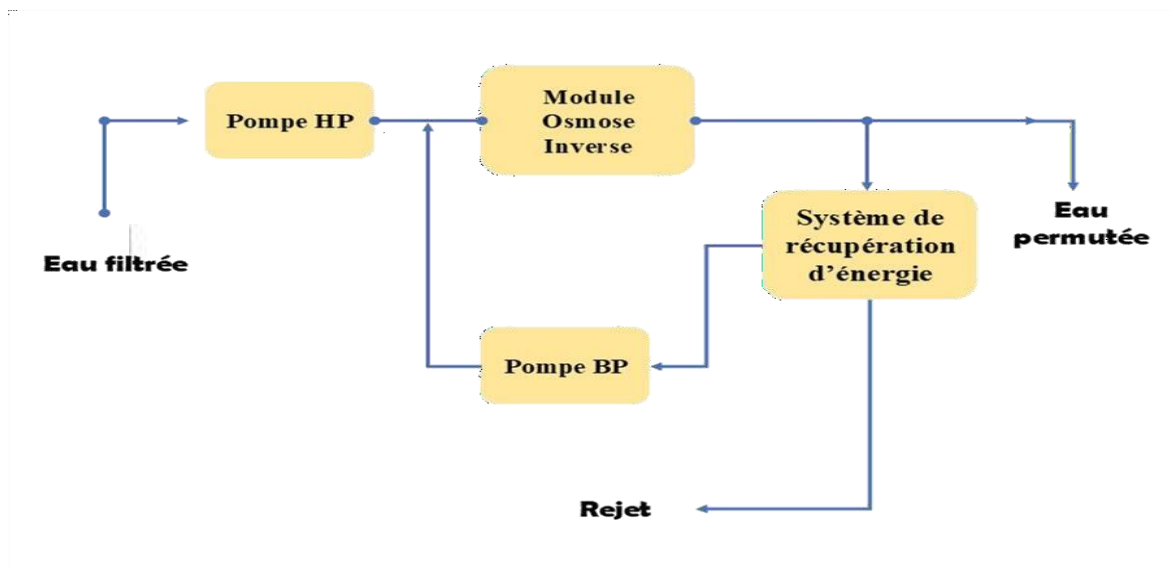


Figure 33: Schéma simplifié de l'étape d'osmose inverse

Une pompe haute pression contrôlée lors du démarrage de l'unité d'osmose inverse doit générer une pression d'environ 4-7 bars en amont, fournie par un groupe motopompe d'eau brute. À l'aide de pressostats, sa fonction est d'augmenter la pression avant les membranes d'osmose inverse jusqu'à atteindre une pression de service optimale pouvant aller jusqu'à 20 bars. Si l'eau produite respecte les critères définis, elle sera dirigée vers le réservoir d'eau consommée, sinon elle sera réintroduite dans le système par une pompe BP dédiée [166], [167].

II.4 Post traitement

L'eau produite par le processus d'osmose inverse est dépourvue de tous les minéraux, ce qui la rend non potable. Pour la rendre potable, une reminéralisation (ajout de minéraux) est indispensable. L'introduction automatique de CO_2 afin d'abaisser le pH aux alentours de 5 contribue à l'amélioration de l'efficacité du processus de reminéralisation. Ce processus se déroule dans des chambres ou tours, généralement au nombre de dix, où se trouve le lit de calcite (carbonate de calcium) d'une hauteur de 2.86 m, doté de conduits de distribution. L'eau traitée traverse ce dépôt de calcite et finira par atteindre le réservoir (le fond) via un conduit situé à l'intérieur de la tour. Après l'utilisation d'un distributeur automatique, de l'hypochlorite de sodium sera ajoutée à partir des deux citernes mentionnées [81], [204], [223].

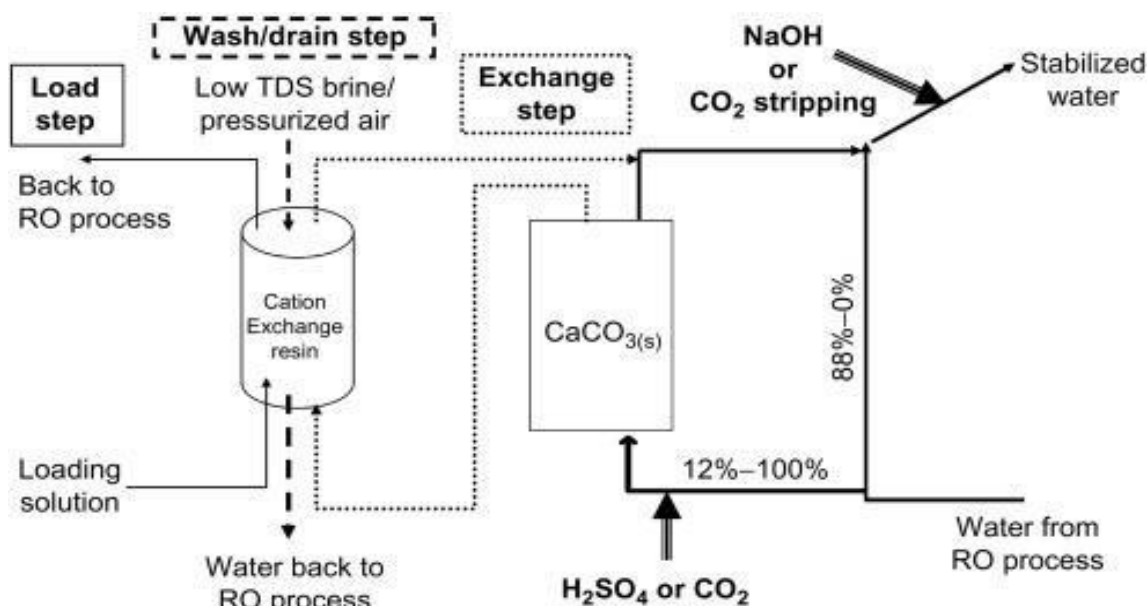


Figure 34: Étape de post-traitement de l'eau dessalée

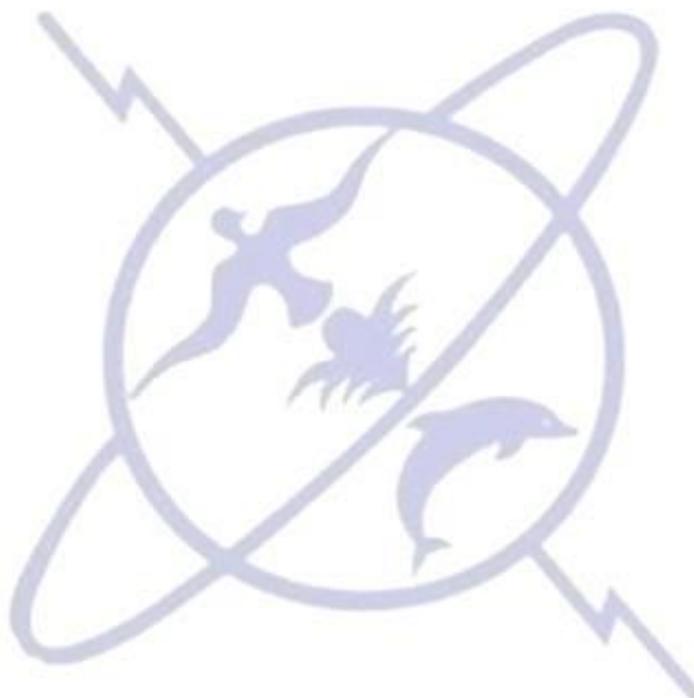
III. Conclusion

La station de dessalement d'Agadir, représente une infrastructure essentielle pour satisfaire les besoins en eau potable et en irrigation de la région. Grâce à une capacité de production initiale de 275 000 m³/jour, extensible à 400 000 m³/jour, elle s'impose comme une solution stratégique face à la rareté de l'eau. Utilisant la technologie de l'osmose inverse et des systèmes de récupération d'énergie de pointe, cette station se distingue par son efficacité énergétique et son faible impact environnemental, notamment par une gestion optimisée des rejets en mer. La fiche technique suivante (**Tableau 11**) synthétise les principales caractéristiques de cette station.

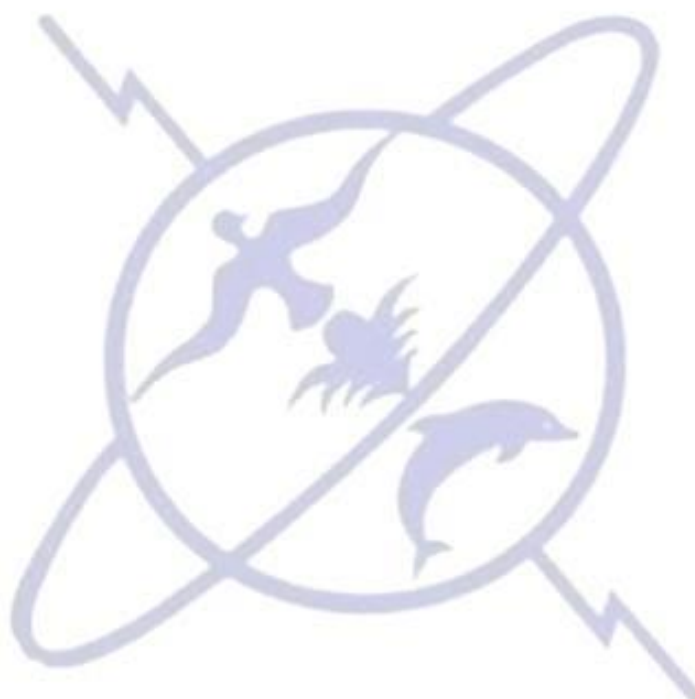
Tableau 11: Fiche technique de la station de dessalement d'Agadir.

Caractéristique	Détails
Lieu d'implantation	Douira-Sidi R'bat, province de Chtouka Ait Baha, région d'Agadir, Maroc.
Superficie du terrain	Non spécifiée.
Capacité de production	275 000 m ³ /jour (150 000 m ³ pour l'eau potable, 125 000 m ³ pour l'irrigation). Extension prévue à 400 000 m ³ /jour.
Technologie de dessalement	Osmose inverse.
Consommation énergétique	Réduction de 43 % grâce à des échangeurs de pression et des énergies renouvelables.

Prise d'eau de mer et rejet	Émissaire marin (500 m, diamètre de 2 300 mm, équipé de diffuseurs).
Prétraitements	Microfiltration et ultrafiltration.
Système de récupération	Échangeurs de pression (ERD).
Post-traitement	Reminéralisation (bassins spécialisés).
Montant de l'investissement	4,41 milliards de dirhams (environ 441 millions USD).
Prix de l'eau	5,4 DH TTC par mètre cube pour l'irrigation.
Début d'exploitation	Début 2022.



Chapitre III : Matériels et méthodes



I. Introduction

L'objectif principal de cette étude est de déterminer les caractéristiques physico-chimiques et la teneur en métaux lourds le long du littoral d'Agadir et à proximité de la station de dessalement d'eau de mer de Douira. Cette analyse vise à évaluer l'impact des rejets de saumure de la station sur la qualité de l'eau de mer dans cette région. Pour ce faire, l'étude expérimentale repose sur des analyses physico-chimiques réalisées sur des échantillons d'eau prélevés à différents sites le long de la côte. Les échantillons sont collectés selon des procédures standardisées, puis soumis à des méthodes spécifiques pour l'analyse des paramètres chimiques et physiques. Les techniques employées incluent le dosage des métaux lourds et l'utilisation d'approches statistiques avancées pour interpréter les données obtenues et en déduire les impacts environnementaux potentiels des rejets de la station.

II. Analyses physico-chimiques des eaux traitées

II.1 Prélèvement et échantillonnage

II.1.1 Sites de prélèvement

Pour cette étude, le réseau d'échantillonnage comprend six stations distinctes, judicieusement choisies et réparties le long du littoral de la région d'Agadir. Ces stations couvrent une zone de plus de 100 km et permettent de refléter les variations potentielles des impacts des rejets de saumure de la station de dessalement, comme présenté dans la **Figure 35**.

Le réseau d'échantillonnage inclut (**Tableau 12**):

- Cap Ghir (S1), une zone côtière rocheuse située à 48 km au nord d'Agadir, caractérisée par un hydrodynamisme intense et un éloignement des sources de pollution.
- Plage d'Anza (S2), située à 10 km au nord d'Agadir, impactée par des effluents industriels et domestiques.
- Plage municipale d'Agadir (S3), une destination touristique majeure influencée par les activités urbaines.
- Douira (S4), située à proximité de l'usine de dessalement d'eau de mer au cœur du Parc National de Souss Massa, à 30 km au sud de la baie d'Agadir.
- Estuaire de l'oued Massa (S5), un site humide d'importance internationale pour les oiseaux migrateurs, classé Ramsar en janvier 2005.
- Aglou (S6), une plage sablonneuse située à 93 km au sud d'Agadir, éloignée des principales sources de pollution industrielle.

Tableau 12: Activité principale, localisation et les caractéristiques de chaque site d'échantillonnage le long du littoral d'Agadir.

Symbole	Nom du plage	Activité	Substrat	Coordonnées
S1	Cape Ghir	Surf	Le rocher	30°37'29.7"N 9°52'43.2"O
S2	Anza	Loisirs et surf	Sable	30°26'10.1"N 9°38'59.4"O
S3	Agadir (plage)	Loisirs et surf	Sable	30°23'31.9"N 9°36'04.1"O
S4	Douira (station de dessalement)	Usine de dessalement d'eau de mer. Loisirs	Le rocher	30°08'33.9"N 9°39'04.8"O
S5	Sidi Wassay	Loisirs	Sable	30°03'36.0"N 9°41'14.5"O
S6	Aglou	Loisirs	Sable	29°48'19.0"N 9°50'03.3"O

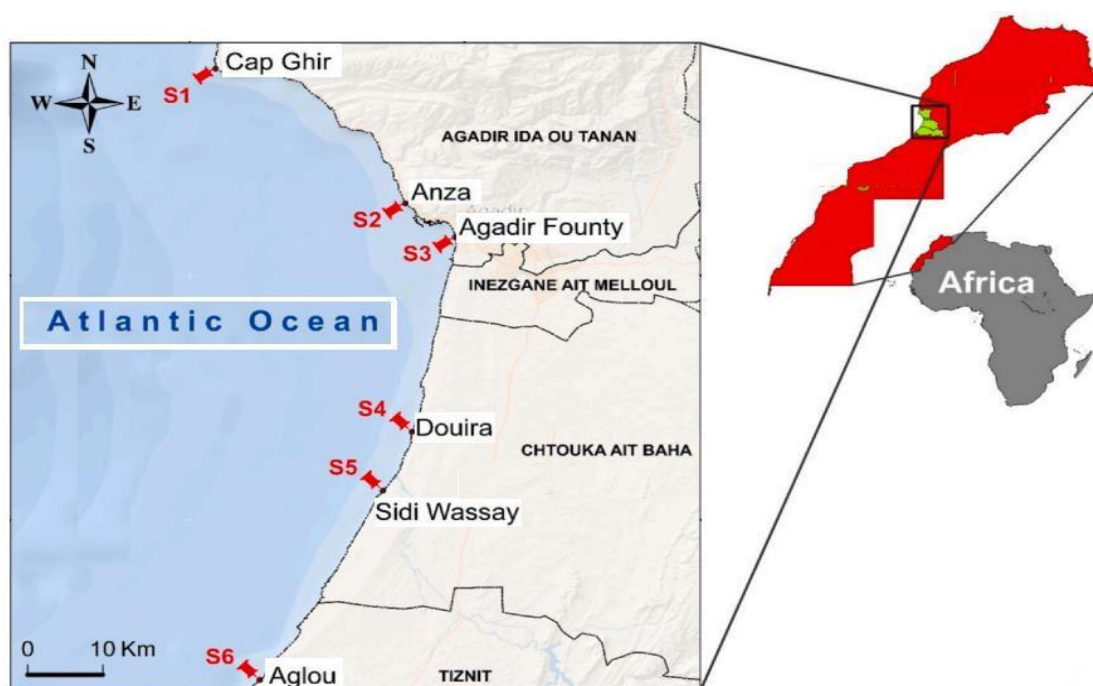


Figure 35: Carte de localisation des stations d'échantillonnage le long de la côte d'Agadir

II.1.2 Mode de prélèvement des eaux de mer

Dans le cadre de cette étude, un prélèvement d'eau de mer a été réalisé en janvier 2023, sur six sites distincts situés le long du littoral d'Agadir sur une distance de 100 km, selon un protocole rigoureux visant à minimiser les risques de contamination externe [230]. Chaque prélèvement, comprenant trois répliques, à environ 20 cm sous la surface de l'eau, pendant la marée basse. Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une bouteille Niskin de 2 litres de capacité. Les échantillons recueillis ont été immédiatement transférés dans des flacons stériles en polyéthylène d'une capacité de 1,5 litre. Lors de chaque prélèvement, plusieurs paramètres physico-chimiques ont été mesurés directement sur le terrain, notamment la température de l'eau, la conductivité électrique, la salinité, le pH, ainsi que la teneur en oxygène dissous. Ces

mesures ont été réalisées à l'aide d'appareils étalonnés afin d'assurer la précision des résultats [231]. Les mesures de pH et de température ont été effectuées à l'aide d'un pH-mètre précis (HI 8014 Hanna Instruments). Après collecte, les échantillons ont été conservés à une température de 4 °C dans des glacières isothermes pour le transport au laboratoire. Les analyses ont été réalisées dans un délai de 24 heures afin de garantir l'intégrité des échantillons.

II.1.2 Prélèvement des Sédiments

Les sédiments de surface (profondeur supérieure à 5 cm) ont été collectés à l'aide d'un échantillonneur en acier inoxydable, spécialement conçu pour garantir l'intégrité des échantillons, pendant la marée basse (environ 500 g de sédiments ont été prélevés sur chaque site d'échantillonnage **Figure 38**). Avant chaque prélèvement, l'échantillonneur a été soigneusement rincé avec de l'eau de mer afin d'éviter toute contamination croisée. Les échantillons de sédiments ont été immédiatement placés dans des sacs en polyéthylène, préalablement lavés avec une solution d'acide nitrique et d'eau distillée pour éliminer toute impureté résiduelle. Ils ont ensuite été conservés dans une glacière sur le site de prélèvement afin de maintenir des conditions optimales, avant d'être transférés à -20 °C pour leur stockage en vue des analyses en laboratoire.

II.2 Méthodes d'analyse

II.2.1 Paramètres organoleptiques

Les paramètres organoleptiques se réfèrent à la manière dont les sens perçoivent la qualité de l'eau, en particulier en termes de vision, de goût et d'odeur. Ces paramètres revêtent une importance cruciale pour la satisfaction du consommateur et peuvent, dans certaines situations, être associés à la qualité sanitaire du produit [232]. Lors de la collecte, il est essentiel de tenir compte de ces différentes caractéristiques : Il est possible que certaines odeurs s'estompent durant le transport ou que l'apparence de l'échantillon se modifie pendant le stockage, par exemple par l'apparition de colorations ou de précipités [233].

II.2.1.1 Test de la couleur

Une eau potable ne devrait présenter aucune coloration. Toutefois, si la coloration provient uniquement des substances en solution, on parle de coloration vraie ou réelle. Lorsque les particules en suspension contribuent à leur propre coloration, on parle de coloration apparente. Les eaux souterraines présentent souvent une coloration variée due à la présence de différentes substances d'origines diverses : des substances humiques ou fulviques issues de la

décomposition de la matière végétale, des algues colorées selon leurs pigments, ainsi que des substances minérales telles que le fer et le manganèse qui donnent leur teinte aux précipités [232].

II.2.1.2 Test de l'odeur

L'eau utilisée pour la consommation humaine ne devrait pas présenter d'odeur. Chaque odeur a la capacité de révéler la présence de pollution ou de matières organiques en processus de décomposition. Ces substances sont souvent présentes en quantités si infimes qu'elles ne peuvent pas être détectées par les méthodes d'analyse classiques. Parfois, il ne peut être détecté que par l'odorat. L'odeur atypique de l'eau provenant du réseau public suggère une altération de sa qualité, probablement causée par une contamination ou un dysfonctionnement lors des étapes de traitement ou de distribution [232].

II.2.1.3 Mesure de la turbidité

La turbidité est représentative de l'opacité d'un environnement perturbé. Elle incarne l'antithèse de la clarté. La transparence d'un liquide est réduite par la présence de particules non dissoutes. Une eau trouble peut présenter des degrés variables de turbidité. La présence de particules colloïdales telles que les argiles, les limons, les grains de silice et les matières organiques est responsable de la turbidité de l'eau. La quantité de ces particules est évaluée en fonction du niveau de turbidité. La concentration diminuera à mesure que l'efficacité du traitement de l'eau augmentera. La turbidité est la mesure de la quantité de matières en suspension dans un liquide. Les particules colloïdales ont la capacité d'absorber, de diffuser et/ou de réfléchir la lumière au sein des écosystèmes aquatiques. La néphélométrie, l'opacimétrie et la turbidimétrie sont des techniques de photométrie utilisées pour la mesure des milieux troubles. Il est mesuré en Unité de Turbidité Néphélométrique (UTN). L'étalonnage est réalisé en utilisant des étalons fiables [234].

II.2.2 Paramètres physico-chimiques

L'eau, en tant que denrée alimentaire, peut voir sa composition et ses propriétés altérées pendant son transport et son entreposage, ce qui souligne la nécessité d'effectuer des analyses sur place afin de prévenir toute modification susceptible de biaiser les résultats des analyses. De nombreux paramètres physico-chimiques de l'eau nécessitent des mesures in situ en raison de la variabilité rapide des valeurs des échantillons. Les principaux paramètres à prendre en compte sont le pH, la température et la conductivité électrique.

II.2.2.1 Mesure de la Température

L'un des facteurs qui évolue très vite après la collecte est la température de l'eau. Elle joue un rôle crucial dans la solubilité et la dissolution des sels, la solubilité des gaz, la conductivité électrique, ainsi que dans la détermination du pH. Cette variable essentielle pour appréhender l'origine et la circulation de l'eau présente des variations d'une station à une autre. Ceci engendre des variations de la température atmosphérique et une migration des altitudes élevées vers les altitudes plus basses [232].

II.2.2.2 Mesure de pH

En milieu aqueux, le pH varie de 0 à 14, ce qui permet de caractériser l'acidité ($0 < \text{pH} < 7$) ou la basicité ($7 < \text{pH} < 14$) d'une solution. Cette caractérisation est basée sur la concentration en ions protons présents dans ladite solution. Un pH de 7 correspond à une neutralité. La plupart des sources d'eau naturelle affichent un pH compris entre 6,5 et 8,5. La mesure du pH des échantillons d'eau s'effectue à l'aide d'un pH-mètre, lequel est calibré en utilisant au moins deux solutions étalons (de pH 7 et 4) en fonction de la plage de mesure requise. En présence d'une élévation de la température de 25 °C, le pH de l'eau pure diminue d'environ 0,45 unité. Cependant, l'impact de la température diffère dans les eaux tamponnées contenant des ions bicarbonates, carbonates et hydroxydes [232].

II.2.2.3 Mesure de la conductivité

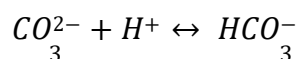
La mesure de la conductivité électrique de l'eau, qui est sa capacité à transporter le courant électrique en fonction des substances dissoutes qu'elle contient, permet d'évaluer la quantité totale de solides dissous dans l'eau. Il est possible de suivre l'évolution d'une pollution chimique grâce à sa variété. Il permet d'apprécier le degré de minéralisation de l'eau car la majorité des matières dissoutes dans l'eau sont des ions chargés électriquement. Elle est proportionnelle à la concentration des sels ionisables qui dépend elle-même, pour une part, de la température de l'eau. C'est un indice de l'abondance des ions dans l'eau. Les acides et les bases inorganiques ainsi que les sels contribuent fortement à la conductivité de l'eau. La conductivité électrique permet d'apprécier le degré de minéralisation de l'eau, mais ne doit pas être considérée seule lors de l'étude d'aquifères inconnus. Parfois en effet, les fluctuations des valeurs de la conductivité sont, en grande partie, expliquées par les changements de régime hydrologique [209], [235], [236].

II.2.3 Mesure de l'Alcalinité

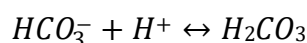
II.2.3.1 Titre alcalimétrique simple et complet (TA, TAC)

L'alcalinité d'une eau se définit comme sa capacité à réagir avec un acide. L'alcalinité est due principalement à la présence des ions carbonates, bicarbonates et hydroxydes. La mesure de l'alcalinité totale est augmentée par des apports d'origine urbaine (phosphates, ammoniac, matières organiques) ou industrielle (apports de produits basiques ou acides). L'Alcalinité complète d'une eau correspond à la présence des hydrogénocarbonates [237].

T.A : Le titre alcalimétrique ou T.A correspond à la neutralisation des ions hydroxydes et à la transformation des ions carbonates en hydrogénocarbonates par un acide fort.



T.A.C : Le titre alcalimétrique complet ou T.A.C. correspond à la neutralisation par acide fort des ions hydroxydes, carbonates et hydrogénocarbonates.



L'échantillon est titré à l'aide d'une solution acide étalonnée à des valeurs fixes en présence d'indicateur coloré de PH spécifiques (Phénolphthaléine, Méthylorange) de points de virage de 8,3 et 4,5. Les points de virage, qui sont déterminés visuellement, sont les points d'équivalence sélectionnés pour les déterminations des trois composants principaux : hydrogénocarbonate (HCO_3^-), carbonate (CO_3^{2-}) et hydroxyde (OH^-).

II.2.4 Détermination des bicarbonates HCO_3^- et carbonates CO_3^{2-}

Les ions carbonate (CO_3^{2-}), bicarbonate (HCO_3^-) et le dioxyde de carbone (CO_2) constituent la principale forme de composés carbonatés dans l'eau douce. La plupart des ions HCO_3^- et CO_3^{2-} proviennent de la dissolution des minéraux carbonatés, de la décomposition de la matière organique, de la respiration des animaux aquatiques et de l'échange du cycle du carbone. La teneur en ions HCO_3^- et CO_3^{2-} peut indiquer l'environnement géochimique local, c'est pourquoi la détermination de leur teneur est très importante.

II.2.5 Mesure de chlore libre

L'automatisation de la mesure de la demande en chlore à long terme a été réalisée par couplage d'un automate programmable et d'un spectrophotomètre piloté par ordinateur. La mesure du chlore libre est effectuée par l'automate selon la méthode colorimétrique à la N,N-diéthylphénylène-1,4 diamine (DPD) (Essais des eaux: dosage du chlore libre et du chlore total par la méthode colorimétrique à la N,N-diéthylphénylène-1,4 diamine [115], [139].

II.2.6 Mesure de la Dureté Total

Le titre hydrotimétrique (TH), ou dureté de l'eau, est l'indicateur de la minéralisation de l'eau. Elle est surtout due aux ions calcium et magnésium (ions alcalino-terreux). Son principe est défini par un titrage complexométrique molaire des ions calcium et magnésium avec une solution disodique de l'acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA) à pH 10. Le noir ériochrome T(NET), qui donne une couleur rose foncé ou violette en présence des ions calcium et magnésium, et utilisé comme indicateur [207], [240].

II.2.7 Mesure de calcium (Ca²⁺)

Toutes les eaux de sources, souterraines et superficielles naturelles, contiennent, suivant la roche avec laquelle elles ont été en contact, des sels de calcium en solution. Ils représentent généralement une part considérable du titre hydrotimétrique. Pour déterminer la concentration de l'ion Ca²⁺ dans une eau on utilise une réaction de complexation à l'aide de l'ion éthylène-diamine-tétra acétate (E.D.T.A.) [241]. La mesure est un dosage volumétrique par un réactif titrant complexant, l'EDTA (sel tétra sodique de l'acide éthylène diamine tétra-acétique). L'EDTA a la propriété de se combiner avec les ions (calcium) pour former des composés solubles. La fin du dosage est décelée par la couleur bleue de l'indicateur coloré (calcon), étant violet tant que les ions magnésium restent à l'état libre en solution [242].

II.2.8 Mesure de Magnésium (Mg²⁺)

La plupart des eaux naturelles contiennent généralement en petites quantités, du magnésium provenant le plus souvent des rochers dolomitiques. Expressions des résultats : La concentration en ion Mg²⁺ se détermine par calcul selon l'expression suivante [243], [244]:

$$[\text{Mg}^{2+}] = \text{TH} - [\text{Ca}^{2+}] \text{ en meq/l}$$

II.2.9 Mesure de solides totaux dissous ou salinité (TDS)

La détermination des solides dissoutes ou total des solides dissous (TDS) dans l'eau potable n'a pas de base fondée sur la santé. Leur présence dans l'eau favorise la corrosion. À teneur élevée, ils sont répréhensibles pour les consommateurs car ils entraînent un goût désagréable à l'eau. Se référant à ce paramètre, une eau est réputée bonne quand sa teneur en TDS est inférieure à 600 mg/l [245].

II.3 Paramètres chimiques

II.3.1 Dosage des nitrites

La diazotation de la sulfanilamide par les nitrites en présence de dichlore de N-(1-Naphtyl, éthylène diamine) donne un complexe coloré pourpre susceptible d'un dosage spectrométrique à une longueur d'onde $\lambda = 537 \text{ nm}$ [207].

II.3.2 Dosage de l'ammonium NH_4^+

L'ammonium est la forme réduite de l'azote, il provient principalement par la décomposition des phytoplanctons et les micro-organismes ou la réduction des nitrites, ce dernier présente un caractère nocif pour la santé. En milieu alcalin ($10.8 < \text{pH} < 11.4$) l'ammoniaque NH_3 réagit quantitativement avec l'hypochlorite HOCl et donne une monochloramine NH_2Cl . La monochloramine forme avec le phénol $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$, en présence de nitroprussiate (catalyseur) et un excès d'hypochlorite, du bleu d'indophénol ($\text{OC}_6\text{H}_6 \text{ NC}_6 \text{ H}_4\text{O}$), susceptible d'un dosage colorimétrique par spectrophotométrie à la longueur d'onde de 630 nm. Cette méthode est applicable pour les concentrations supérieures à $2 \mu\text{g/l}$, les échantillons contenant plus de $1500 \mu\text{g/l}$ doivent être dilués avant analyse [33].

II.3.3 Dosage de phosphate

Les ions phosphates présents dans les eaux superficielles ou souterraines peuvent provenir de sources naturelles : dégradation de la matière organique, lessivage des minéraux, ou également résulter de rejets industriels (secteur agroalimentaire, etc.), domestiques (polyphosphates issus des détergents), et l'utilisation d'engrais (pesticides, etc.). En cas d'absence d'apport en oxygène, les phosphates sont présents uniquement à des niveaux très faibles dans les eaux naturelles. Leur présence dans les eaux de surface (rivières, lacs) provient des eaux usées, dont le traitement est fréquemment inadéquat. La concentration maximale admissible de phosphate dans l'eau potable est de $0,5 \text{ mg/l}$. Lorsqu'il se forme en milieu acide, un complexe impliquant le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium subit une réduction

par l'acide ascorbique pour donner un complexe coloré en bleu qui affiche deux pics d'absorption maximale, l'un autour de 700 nm et l'autre plus prononcé à 880 nm (ISO 6878) [246].

II.3.4 Dosage de sulfate

L'ion sulfate est précipité dans de l'acide chlorhydrique contenant du chlore de Baryum d'une manière telle qu'il se forme des cristaux de sulfate de baryum de taille uniforme. L'absorbance de la suspension de sulfate de baryum est mesurée par spectrophotomètre. La turbidité obtenue donne la concentration SO_4^{2-} dans la solution grâce à une courbe d'étalonnage faite à partir de la solution standard de sulfate. Mesure de la concentration à une longueur d'onde = 520 nm [54].

II.4 Dosage des métaux lourds : plomb, fer, cadmium, mercure et zinc

II.4.1 Principe

Le dosage des métaux lourds dans l'eau de mer s'inscrit dans le cadre de l'évaluation de l'impact potentiel des rejets de saumure de la station de dessalement d'eau de mer d'Agadir sur la qualité de l'eau marine. Cette analyse vise à déterminer les concentrations en métaux lourds tels que le cadmium (Cd), le fer (Fe), le chrome (Cr), le zinc (Zn) et le plomb (Pb), ainsi que le mercure (Hg). Les résultats obtenus permettent de vérifier si les rejets de saumure influencent les niveaux de contamination en métaux lourds, ce qui constitue un indicateur clé pour évaluer les impacts environnementaux de la station de dessalement sur les écosystèmes marins de la région.

II.4.2 Appareil de mesure

Le dosage des métaux traces a été réalisée sur les échantillons d'eau de mer collectés dans chaque zone, après une filtration à travers une membrane cellulosique de 0,45 μm , conformément à [238]. Les échantillons ont ensuite été stabilisés à un pH de 2 à l'aide d'une solution d'acide nitrique (HNO_3) à 50 %, suivant les protocoles d'analyse recommandés par les normes [247].

Le cadmium (Cd), le fer (Fe), le chrome (Cr), le zinc (Zn) et le plomb (Pb) sont dosés à l'aide d'un spectromètre de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS, Thermo Fisher Scientific)

Figure 36, reconnu pour sa haute sensibilité et sa capacité à détecter les éléments à l'état de traces.



Figure 20: Spectromètre de masse à plasma (ICP-MS) utilisé pour l'analyse des métaux lourds dans l'eau de mer [106].

Le mercure est quantifié par spectroscopie d'absorption atomique avec système hydride (Varian, modèle AA800) **Figure 40**, une méthode fiable pour analyser les éléments volatils.



Figure 37: Spectromètre d'absorption atomique avec système hydride utilisé pour le dosage du mercure [106].

Les résultats obtenus par spectromètre d'absorption atomique sont exprimés en mg/l, ce qui correspond à la concentration du métal dans l'échantillon. Cette concentration est calculée en

fonction des paramètres analytiques de la solution et de l'échantillon solide, en tenant compte du volume final, de la masse d'échantillon et du facteur de dilution. L'équation permettant cette conversion est la suivante :

$$C = \frac{C_1 \times V}{P \times D}$$

Variables et unités :

C : Concentration finale de l'échantillon, exprimée en mg/kg.

C₁ : Concentration de la solution échantillon, exprimée en mg/l.

V : Volume final de la solution dosée, exprimé en ml.

P : Masse d'échantillon, exprimée en g.

D : Facteur de dilution, exprimé en ml.

III. Analyse des Indices de Contamination des Sédiments

III.1 Directives de qualité des sédiments (SOGs)

Pour évaluer la toxicité potentielle et les risques liés à la contamination des sédiments pour les écosystèmes aquatiques, les concentrations de métaux lourds obtenues à partir des analyses en laboratoire sont comparées aux directives de qualité des sédiments (Sediment Quality Guidelines, SQGs) [248]. Les concentrations de métaux traces dans les sédiments (µg/g) ont été comparées à différents seuils établis, notamment le seuil d'effet minimal (**Threshold Effects Level, TEL**) [249], le seuil d'effet minimal (**Minimal Effect Threshold, MET**) [250], le seuil d'effet probable (**Probable Effects Level, PEL**) [249], le niveau d'effet le plus bas (**Lowest Effect Level, LEL**) [251], la plage d'effet basse (**Effects Range Low, ERL**) [252], les concentrations d'effet probable (**Probable Effect Concentrations, PEC**) et les concentrations d'effet seuil (**Threshold Effect Concentrations, TEC**) [248] **Tableau 13**. Ces directives permettent d'établir une référence scientifique pour déterminer le degré de contamination et ses implications potentielles sur les écosystèmes marins.

Tableau 13: Lignes directrices pour l'évaluation de la qualité des sédiments (SQGs), incluant TEL, MET, PEL, LEL, ERL, PEC et TEC des métaux dans les sédiments (µg/g).

Indices	Métaux					
	Fe	Zn	Pb	Cd	Hg	Cu
Lignes directrices pour la qualité des sédiments (SQGs)						
Background values	19	95	20	0.3	0.4	45
Concentrations seuils d'effet (TEC)						

Seuil d'effet probable (PEL)	–	315	91.3	3.53	0.486	197
Seuil d'effet minimal (TEL)	–	123	35	0.596	0.174	36
Niveau d'effet le plus bas (LEL)	2	120	31	0.6	0.2	16
Minimal Effect Threshold (MET)	–	150	42	0.9	0.2	28
Plage d'effet basse (ERL)	–	150	46.7	1.2	0.15	34
Directive d'évaluation de la qualité des sédiments						
Threshold effect concentrations (TEC)	–	121	35.8	1	0.18	31.6
Probable effect concentrations (PEC)	–	460	130	5	1.06	150

III.2 Indices de pollution environnementale

L'évaluation de l'intensité de la contamination des sédiments marins par les métaux lourds repose sur l'utilisation de plusieurs indices environnementaux, permettant de quantifier la pollution et d'en identifier les sources. Dans cette étude, les indices suivants ont été calculés : le facteur d'enrichissement (FE), le facteur de contamination (CF), le degré de contamination (Cd), le degré de contamination modifié (mCd), l'indice de charge polluante (PLI), l'indice de géo-accumulation (Igeo). Ces outils permettent une caractérisation précise de la pollution métallique dans les sédiments marins.

III.2.1 Facteurs d'enrichissement (EF)

Les métaux lourds sont principalement associés aux particules fines des sédiments, telles que les argiles, les oxydes et hydroxydes de fer, les matières organiques et les sulfures. Afin d'assurer une meilleure interprétation des concentrations des éléments traces métalliques (ETM), il est essentiel de les normaliser en fonction d'un paramètre représentatif de la granulométrie des sédiments. Dans cette étude, le fer (Fe) a été choisi comme facteur de normalisation en raison de son abondance dans les minéraux argileux et de sa capacité à tracer la fraction fine des sédiments. De plus, sa forte concentration naturelle limite la probabilité d'un enrichissement artificiel par des apports anthropiques, et son caractère réfractaire réduit sa diffusion dans l'eau.

Le facteur d'enrichissement (FE) est calculé selon la formule suivante :

$$FE = \frac{([Métal]/[Fe])_{\text{échantillon}}}{([Métal]/[Fe])_{\text{référence}}} \quad (\text{Eq. 1})$$

Où ($[Métal]/[Fe]$) représente le ratio des concentrations métal/fer entre l'échantillon et les valeurs de référence géochimiques. L'interprétation des valeurs du FE a été adoptée à partir de [253], comme indiqué dans le **Tableau 14**. Cette méthode permet d'identifier les éventuels enrichissements des métaux traces dans les sédiments et d'évaluer leur origine, qu'elle soit naturelle ou anthropique.

Tableau 14: Classification du facteur d'enrichissement (FE) et statut des sédiments.

FE	Statut des sédiments
Inférieur à 1	Pas d'accumulation
Inférieur à 3	Accumulation légère
Entre 3 et 5	Accumulation notable
Entre 5 et 10	Accumulation significative
Entre 10 et 25	Accumulation élevée
Entre 25 et 50	Accumulation très élevée
Supérieur à 50	Accumulation extrême

II.1.3 Facteurs de Contamination (FC)

Le Facteur de Contamination (FC) est un indice qui permet d'évaluer le degré de contamination des sédiments par des éléments traces. Il est déterminé comme indiqué dans l'Éq. (2) :

$$FC = \frac{\text{Concentration de l'élément trace dans le sédiment}}{\text{Concentration de référence}}$$

Les concentrations de référence utilisées correspondent aux valeurs établies par les normes directives de qualité des sédiments [254] (**Tableau 17**). L'interprétation des valeurs du Facteur de Contamination (FC) permet de classer les niveaux de pollution des sédiments en fonction de seuils prédéfinis, comme présenté dans le **tableau 15** :

Tableau 15: Classification des niveaux de contamination des sédiments selon le Facteur de Contamination (FC).

FC	Niveau de contamination des sédiments
$FC < 1$	Faible contamination
$1 \leq FC < 3$	Contamination modérée
$3 \leq FC < 6$	Contamination considérable

FC ≥ 6	Très forte contamination
---------------	--------------------------

II.1.4 Degré de Contamination (Cd)

Le degré de contamination (Cd) est un indice permettant d'évaluer le niveau global de pollution d'un échantillon en prenant en compte l'ensemble des contaminants présents. Il est défini comme la somme des facteurs de contamination (FC) pour tous les éléments traces mesurés dans l'échantillon. Cet indice est exprimé par la formule suivante l'Éq. (3) :

$$Cd = \sum_{i=1}^{i=n} FC$$

Le degré de contamination (Cd) est classé en quatre catégories principales, allant de faible contamination à très forte contamination, permettant ainsi de mieux caractériser l'impact global des polluants (**Tableau 16**) :

Tableau 16: Principales classes du degré de contamination (Cd).

Valeur de Cd	Niveau de contamination
Cd < 6	Faible contamination
6 ≤ Cd < 12	Contamination modérée
12 ≤ Cd < 24	Contamination considérable
Cd ≥ 24	Très forte contamination

II.1.5 Degré de contamination modifié (mCd)

Le degré de contamination modifié (mCd) a été proposé par [255] pour évaluer le niveau global de contamination à un emplacement spécifique d'échantillonnage. Il est déterminé à l'aide de l'équation suivante (Éq. (4)) :

$$mCd = \frac{\sum_{i=1}^n FC_i}{n}$$

Avec :

n : représente le nombre total d'éléments analysés,

i : correspond au ^{i^{ème}} élément (ou polluant)

FC : le Facteur de Contamination.

Les catégories du mCd sont présentées dans le **Tableau 17**, conformément à la classification proposée par [255].

Tableau 17: Classes définies par l'index mcd.

Valeur de mCd	Niveau de contamination
$mCd < 1,5$	Nulle à très faible
$1,5 \leq mCd < 2$	Faible
$2 \leq mCd < 4$	Modérée
$4 \leq mCd < 8$	Élevée
$8 \leq mCd < 16$	Très élevée
$16 \leq mCd < 32$	Extrêmement élevée
$mCd \geq 32$	Ultra élevée

II.1.6 L'indice de charge polluante (PLI)

L'indice de charge de pollution (PLI) est utilisé pour évaluer le degré de contamination métallique dans une station d'échantillonnage, tel que proposé par [256]. Le calcul du PLI suit l'équation suivante (Éq. (5)) :

$$PLI = \sqrt[n]{FC1 \times FC2 \times FC3 \times \dots \times FCn}$$

Avec :

FC : le Facteur de Contamination (FC).

n : le nombre total de métaux analysés dans l'échantillon

Les classes de PLI sont définies comme suit :

$PLI \leq 1$ indique un niveau de pollution de référence (absence de pollution).

$PLI > 1$ reflète la présence de pollution.

II.1.7 L'index de Géo-accumulation (Igeo)

L'**Indice Géochimique (Igeo)** est un outil efficace pour évaluer la pollution des sédiments par les métaux lourds. Proposé par [257], il est calculé à l'aide de la formule suivante (Éq. (6)) :

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n} \right)$$

Avec :

C_n : la concentration mesurée du métal n.

B_n correspond à la concentration géochimique de référence pour le métal n.

Le facteur 1,5 est introduit pour minimiser les variations des valeurs de référence dues aux différences minéralogiques dans les sédiments [258].

Selon [257], les valeurs de I_{geo} sont classées en sept catégories, comme indiqué dans le **Tableau 18**.

Tableau 18: Classification de l'indice géochimique de pollution des sédiments (I_{geo}).

I_{geo}	Classe	Qualité des sédiments
$I_{geo} \leq 0$	1	Pratiquement non pollué
$0 < I_{geo} < 1$	2	Non pollué à modérément pollué
$1 < I_{geo} < 2$	3	Modérément pollué
$2 < I_{geo} < 3$	4	Modérément à fortement pollué
$3 < I_{geo} < 4$	5	Fortement pollué
$4 < I_{geo} < 5$	6	Fortement à très fortement pollué
$I_{geo} > 5$	7	Très fortement pollué

III.3 Indice d'évaluation des risques

Les indices d'évaluation des risques sont des outils quantitatifs utilisés pour mesurer et analyser les impacts potentiels des contaminants présents dans les sédiments marins sur l'environnement et les écosystèmes. Ils permettent de classer le niveau de risque en fonction de critères tels que la concentration des polluants, leur toxicité, et leur capacité à affecter la biodiversité marine.

III.3.1 Potentiel d'évaluation du risque écologique (RI)

L'indice de risque écologique potentiel, développé par [259], est un outil scientifique permettant d'évaluer l'impact potentiel des métaux lourds présents dans les sédiments sur les écosystèmes aquatiques. RI est défini à l'aide de l'équation suivante (Éq. (7)) :

$$RI = \sum_r E_r^i = \sum_r (T_r^i \times FC)$$

E_r^i : facteur de risque écologique potentiel pour un élément individuel

T_r^i : facteur de réponse toxique pour un métal donné, tel que proposé par [259], avec les valeurs suivantes : Cd = 30, Hg = 40, Zn = 1, Cu = 5 et Pb = 5 µg/g.

Les classifications des niveaux de risque écologique sont présentées dans le **Tableau 19** :

Tableau 19: Classification des niveaux de risque écologique pour les métaux lourds.

Valeur de RI	Niveau de risque écologique global (RI)
RI<150	Faible risque écologique
150≤RI<300	Risque modéré
300≤RI<600	Risque élevé
RI≥600	Risque très élevé

III.3.2 Quotient moyen des ERM (mERM-Q)

Le mERM-Q est calculé à l'aide de l'équation suivante (Éq. (8)) :

$$mERM - Q = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{C_i}{ERM_i} \right)}{n}$$

Avec :

C_i : la concentration mesurée du métal lourd i ,

ERM_i : la valeur médiane de la gamme d'effets (Effect Range Median, selon 5) correspondant à chaque métal trace i , avec les valeurs suivantes : Zn = 410, Cd = 9,61, Hg = 0,71, Cu = 271 et Pb = 218 µg/g,

n : le nombre total de métaux lourds étudiés.

Les niveaux de contamination évalués par le **mERM-Q** sont classifiés comme indiqué dans le **Tableau 20** :

Tableau 20: Les niveaux de contamination évalués par le mERM-Q.

Valeur de mERM-Q	Niveau de contamination	Probabilité de toxicité
mERM-Q<0,1	Faible contamination	< 10 %
0,1≤mERM-Q<0,50	Contamination modérée	10 % - 25 %
0,5≤mERM-Q<1,50	Contamination considérable	25 % - 50 %
mERM-Q≥1,5	Contamination élevée	> 50 %

III.3.3 L'indice potentiel de toxicité aiguë (ΣTU)

L'indice de toxicité potentielle aiguë des polluants dans les sédiments (ΣTU) peut être calculé à l'aide de l'équation suivante (Éq. (9)) :

$$\sum TU = \sum \left(\frac{C_n}{PEL_n} \right)$$

Avec :

C_n : Concentration mesurée du polluant n dans les sédiments.

PEL_n : Valeur du **Probable Effect Level** pour le polluant n , représentant le seuil de concentration au-delà duquel des effets toxiques sur les organismes aquatiques sont probables.

ΣTU : Somme des unités de toxicité normalisées pour tous les polluants n inclus dans l'analyse.

Les catégories associées à ΣTU indiquent le niveau de toxicité potentielle des sédiments, et sont présentées dans le **Tableau 21**. Les valeurs de PEL_n utilisées pour les différents polluants sont indiquées dans le **Tableau 17**.

Ce paramètre est particulièrement utile pour évaluer le risque global de toxicité aiguë dans les sédiments contaminés, en tenant compte de l'effet cumulatif des différents polluants.

Tableau 21 : Classification des Niveaux de Toxicité Potentielle des Sédiments Basée sur l'Indice ΣTU .

Valeur de ΣTU	Niveau de toxicité	Implications écologiques
$\Sigma TU < 1$	Faible	Les sédiments sont considérés comme non toxiques pour les organismes aquatiques.
$1 \leq \Sigma TU < 5$	Modérée	Les sédiments présentent une toxicité modérée, pouvant affecter certains organismes sensibles.
$5 \leq \Sigma TU < 10$	Élevée	Les sédiments sont hautement toxiques, avec des effets néfastes probables sur une large gamme d'organismes.
$\Sigma TU \geq 10$	Très élevée	Les sédiments sont extrêmement toxiques, posant un risque significatif pour la santé des écosystèmes aquatiques.

IV. Approche Statistique et Analyse des Données

IV.1. Méthodes Statistiques Utilisées

La variabilité des teneurs en métaux a été étudiée à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs, prenant en compte les mois et les zones, ainsi qu'une Analyse en Composantes Principales (ACP). Ces méthodes statistiques ont été mises en œuvre à l'aide du logiciel IBM SPSS version 28.0 (SPSS for Windows, IBM, Armonk, New York, USA), du logiciel XLSTAT et de Microsoft Excel 2016. Les données sont exprimées sous forme de moyennes $\pm$ erreur standard de la moyenne (SEM).

IV.2. Analyse en Composantes Principales (ACP) et Variabilité des Données

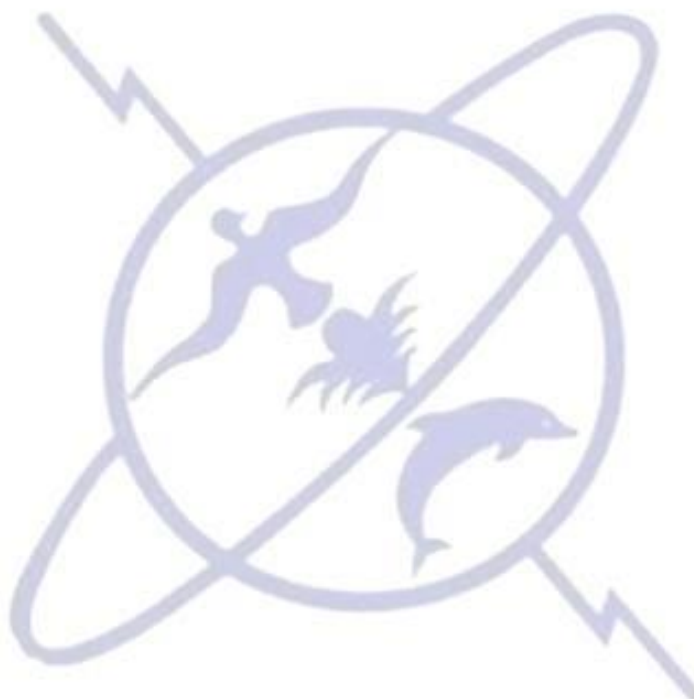
L'ACP permet de synthétiser, de décrire et de classer les données afin de fournir un résumé structuré et d'évaluer l'importance relative de chaque élément dans l'organisation globale de l'ensemble [260]. Elle facilite la réduction et l'interprétation des données dans un espace dimensionnel réduit, mettant en évidence les relations entre les différentes variables mesurées et leur structuration. Ces analyses permettent également d'identifier des sources potentielles de métaux lourds et de regrouper les échantillons en fonction des similitudes observées entre les zones étudiées. L'ANOVA, quant à elle, a été utilisée pour évaluer les différences significatives entre groupes, en tenant compte des effets combinés des facteurs mois et zones [261].

Pour comparer les concentrations moyennes de métaux traces en fonction de plusieurs paramètres, une analyse de variance a été appliquée afin de tester la significativité des différences entre les paramètres de deux groupes. Une valeur p inférieure à 0,05 a été retenue comme seuil de significativité pour interpréter les résultats, conformément aux recommandations des bonnes pratiques statistiques.

IV.3. Compilation et Interprétation des Résultats

Toutes les données ont été compilées dans des fichiers Excel en fonction des matrices étudiées, puis traitées avec le logiciel SPSS. D'autres analyses statistiques, telles que le test de Pearson, ont été appliquées pour évaluer les corrélations entre les différents paramètres [106], tandis que l'ACP a été utilisée pour résumer la structure des données décrites par les variables quantitatives, en identifiant les facteurs corrélés ou non corrélés entre ces variables. Ces approches offrent une vision globale et détaillée des variations spatiales et temporelles des teneurs en métaux, tout en garantissant une analyse rigoureuse et conforme aux standards établis.

Chapitre IV : Résultats et discussions



I. Introduction

Le but de ce chapitre est d'analyser et discuter les résultats expérimentaux obtenus pour comprendre et évaluer la qualité des eaux de mer et des sédiments de la station de Douira Agadir ainsi que d'autres stations (Analyse des paramètres physico-chimiques, évaluation des métaux lourds et les sédiments). Cette étude est menée en vue d'évaluer la qualité chimique et physico-chimique de l'eau traitée la description des paramètres physicochimiques en relation avec la structure naturelle de l'eau, l'exploration des paramètres chimiques dont le profil en certains polluants tels que les métaux lourds, les nitrates et les nitrites, etc. Ces paramètres sont évalués selon les normes de la station de dessalement marocaines, ainsi que d'interpréter les résultats de l'analyse statistique obtenus pour les différents échantillons d'eau étudiés.

II. Caractérisation de la qualité des eaux de mer

II.1 Paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau

II.1.1 Température

La température de l'eau joue un rôle important dans la modification des propriétés chimiques, physiques ainsi que les réactions biologiques, qui se caractérise comme un facteur physique fondamental dans les milieux aquatiques superficiels et terrestres. Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivants dans l'eau et particulièrement les micro-organismes [231]. Les valeurs de la température mesurées dans les six zones sont représentées dans la **Figure 38**.

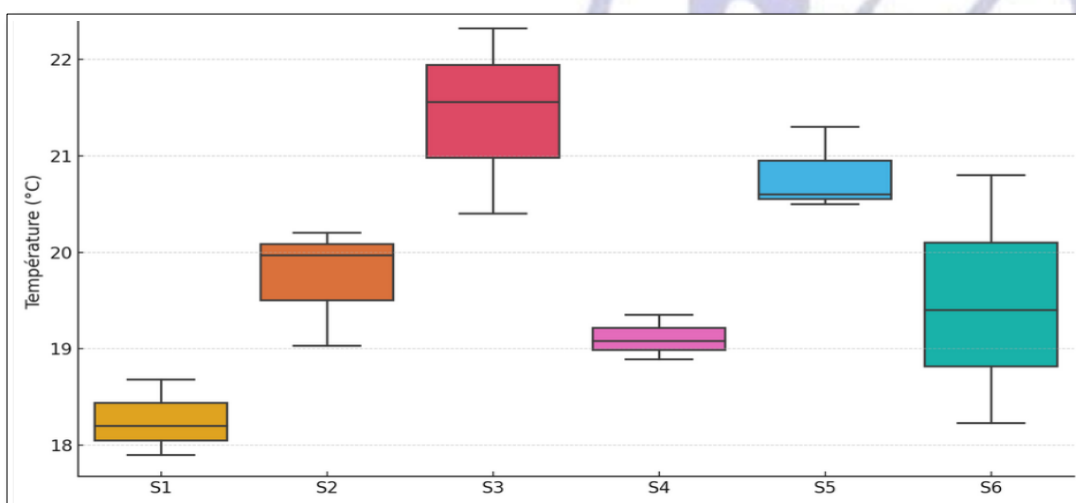


Figure 38 : Évolution de la température de l'eau de mer selon les stations à Agadir

Dans la zone d'Agadir, on constate de petites variations de température entre diverses stations, dues à leur position géographique et à leur degré d'exposition aux effets marins. Des stations situées à proximité de l'océan, telles que Cape Ghir (18,23 °C) et Aglou (18,68 °C), enregistrent des températures réduites grâce à l'effet stabilisateur de la mer. En revanche, des régions plus urbanisées comme Anza (20,60 °C) et Agadir Beach Founy (19,35 °C) affichent des températures un peu plus élevées, possiblement en raison de l'effet d'îlot de chaleur urbain. La station de dessalement de Douira enregistre la température la plus haute (21,56 °C), une situation qui peut être attribuée à une influence maritime réduite et à des caractéristiques locales particulières. Dans l'ensemble, ces fluctuations montrent l'effet cumulatif des facteurs naturels, comme la proximité de l'océan, et des actions humaines sur le climat régional d'Agadir.

II.1.2 pH

Le pH est influencé par la provenance des eaux, les caractéristiques géologiques du substrat et le bassin versant traverser. Dans les eaux superficielles, le potentiel d'hydrogène est partiellement défini par la composition géologique du bassin de drainage [209]. Le pH est aussi affecté par les pluies acides, l'activité biologique et quelques rejets industriels. Les normes de qualité pour l'eau brute d'approvisionnement varient entre 6,5 et 8,5 et entre 6,5 et 9,0 dans le but de préserver la faune aquatique [262]. Les valeurs observées révèlent que le pH des eaux de mer (**figure 39**) est de différents alcalinité dans les zones étudiées de la ville d'Agadir.

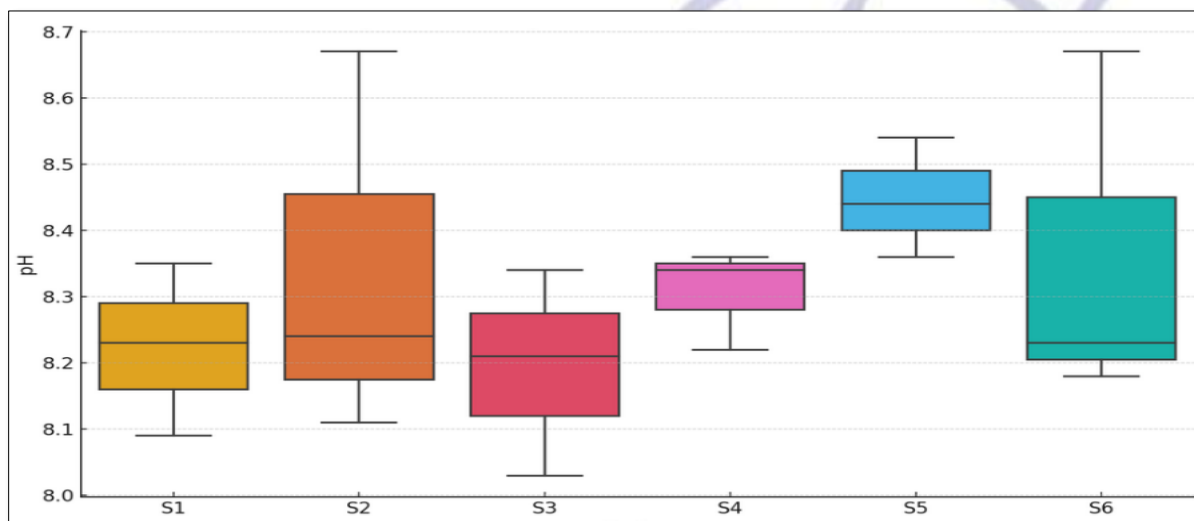


Figure 39: Variation du pH selon les six points de prélèvement à Agadir

Les mesures de pH effectuées dans diverses stations (de 8,18 à 8,54) révèlent une tendance générale vers l'alcalinité, caractéristique des milieux côtiers affectés par des eaux maritimes

chargées en ions carbonates et bicarbonates. La station affichant le pH le plus bas (8,18) indique une eau légèrement moins alcaline, ce qui pourrait être associé à une interaction accrue avec des sources d'eau douce ou des déversements locaux. Toutefois, la valeur maximale (8,54) peut être due à un taux d'évaporation plus élevé ou à une concentration plus forte en sels dissous. Ces petites fluctuations laissent présager une uniformité chimique générale de l'eau dans la zone, cependant des éléments comme les activités humaines, les déversements industriels ou les changements naturels locaux peuvent influencer les légères variations observées.

II.1.3 Conductivité électrique

C'est la mesure de la capacité de l'eau à conduire le courant électrique et elle dépend de la concentration en ions. C'est pour cela, elle peut être aussi une mesure indirecte des matières totales dissoutes (TDS). La conductivité électrique des eaux exprime la minéralisation globale, elle traduit la charge ionique de cette eau [50]. Elle est proportionnelle à la concentration des sels ionisables qui dépend elle-même, pour une part, de la température de l'eau. C'est un indice de l'abondance des ions dans l'eau. Les acides et les bases inorganiques ainsi que les sels contribuent fortement à la conductivité de l'eau. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier le degré de minéralisation d'une eau où chaque ion agit par sa conductivité spécifique [106]. Les valeurs moyennes enregistrées, montrent des variations importantes (**Figure 40**).

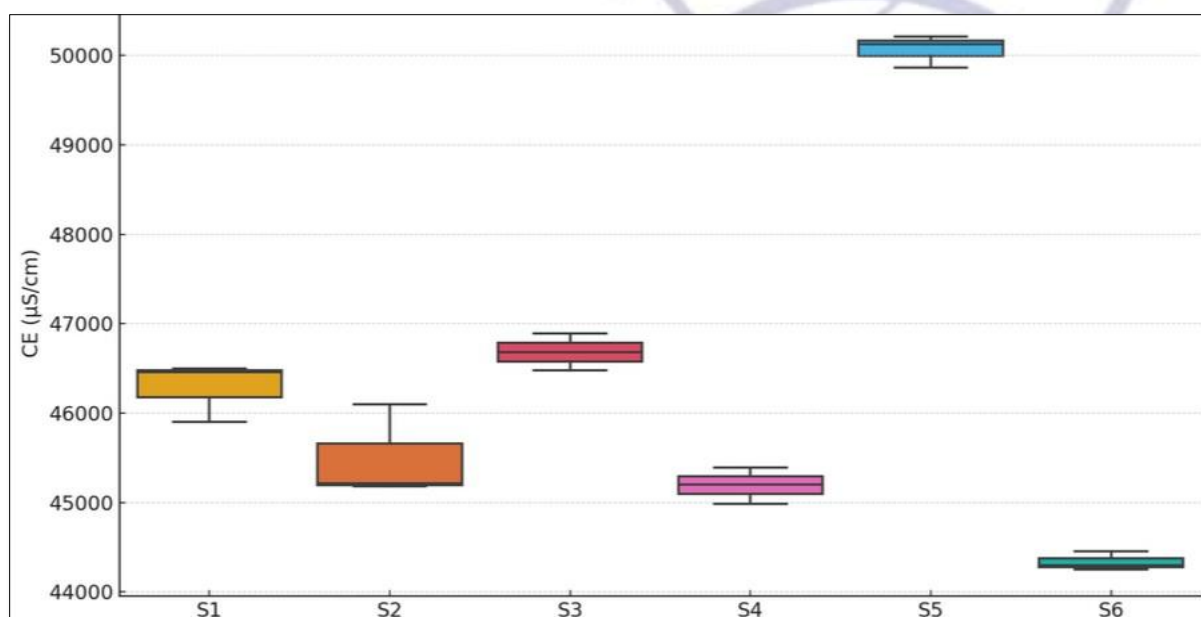


Figure 40: Variation de la conductivité électrique selon les sites étudiés

Les mesures de conductivité électrique enregistrées, variant de 44 254 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 50 210 $\mu\text{S}/\text{cm}$, témoignent d'une salinité élevée caractéristique des milieux marins. La station affichant la conductivité la plus élevée (50 210 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est susceptible de témoigner d'une concentration plus élevée en sels dissous, souvent due à une évaporation accrue ou à la proximité de zones de rejets salins, telles que les installations de dessalement. Les stations présentant des valeurs de conductivité plus faibles (44 254 $\mu\text{S}/\text{cm}$) pourraient suggérer une dilution plus marquée causée par l'apport d'eau douce ou des conditions locales spécifiques. Ces légères variations témoignent de l'uniformité générale des eaux dans cette région, les différences étant principalement dues à des facteurs tels que l'évaporation, la dynamique des marées et les apports d'origine humaine.

II.1.4 Ions chlores

Les chlores peuvent avoir une triple origine dans les milieux aquatiques : naturelle, lorsqu'ils proviennent des intrusions marines ou dans les terrains salés, humaine (10 à 15 g de NaCl sont rejetés dans les urines par jour et par personne) ou encore industrielle (potasse, industrie pétrolière et agro-alimentaire) [263].

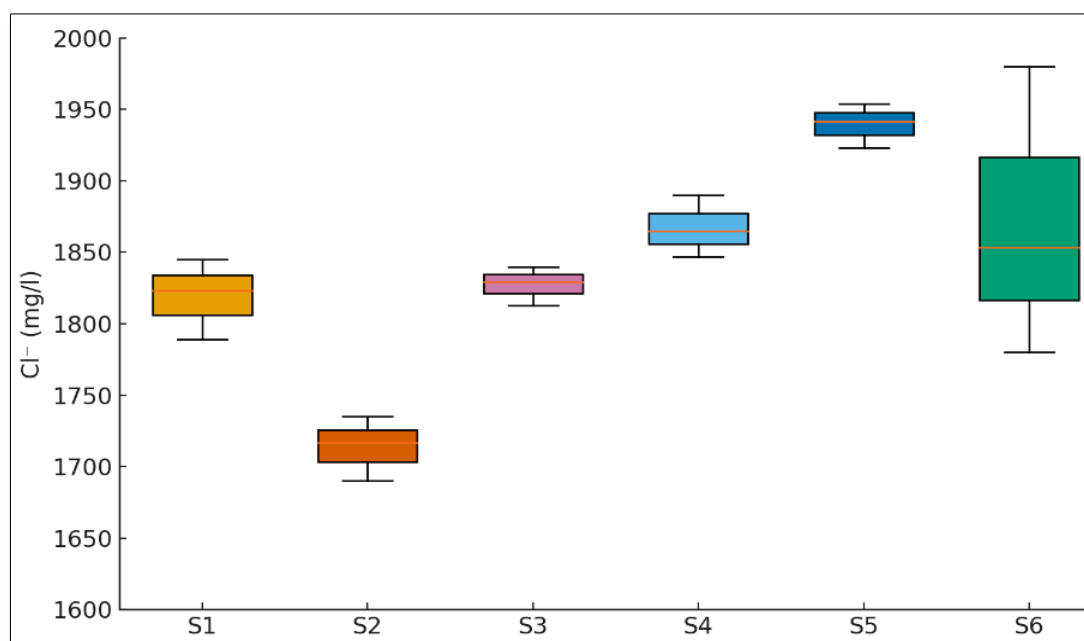


Figure 41: Concentration en ions chlore (mg/L) dans l'eau de mer

Les teneurs en ions Cl^- varient d'un point à l'autre (**Figure 41**). Les concentrations en ions chlores présentent une variation significative d'une station à l'autre, s'étalant de 1 725 mg/L à 19 542 mg/L. Les concentrations élevées, telles que celles enregistrées à 19 542 mg/L et 18 571 mg/L, témoignent de l'impact significatif de l'eau de mer dans ces environnements, caractéristiques des régions côtières présentant une salinité élevée. En revanche, les

concentrations les plus faibles (1 725 mg/L et 1 845 mg/L) indiquent une dilution importante causée par l'apport d'eau douce, telles que les rivières, les infiltrations ou les rejets provenant d'autres sources non marines. Ces disparités reflètent l'incidence des contributions locales, de l'évaporation et des interactions entre l'eau de mer et l'eau douce, ainsi que l'éventuelle influence des activités humaines, telles que les déversements urbains ou industriels, sur la répartition des chlores dans la zone.

II.1.5 Alcalinité totale (TAC)

La variation de la teneur totale en alcalinité de l'eau de surface peut être significativement influencée par différents éléments, tels que la géologie locale, l'activité biologique, le ruissellement des eaux de pluie et les rejets d'eaux usées. Un niveau d'alcalinité totale plus élevé peut suggérer une concentration accrue de carbonates, de bicarbonates et d'hydroxydes, ce qui peut entraîner une augmentation du pH de l'eau et renforcer sa capacité à maintenir un pH stable face aux variations causées par l'acidification [81]. Un niveau élevé d'alcalinité totale dans les écosystèmes aquatiques peut favoriser la stabilité du pH et créer des conditions propices à la diversité des espèces aquatiques. Toutefois, des niveaux élevés d'alcalinité totale peuvent aussi signaler une pollution ou un déséquilibre écologique [231].

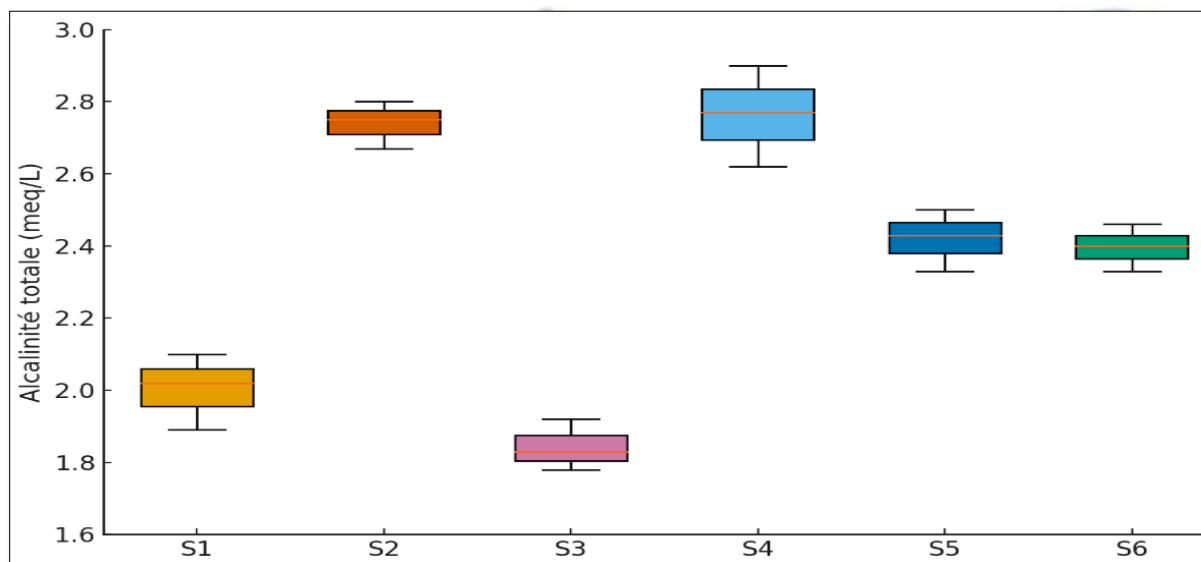


Figure 42: Alcalinité totale mesurée aux différents points d'échantillonnage

Les valeurs de l'alcalinité totale (TAC) (**Figure 42**) se situent dans une fourchette allant de 1,8 meq/L à 2,8 meq/L, ce qui suggère une bonne stabilité chimique des eaux étudiées. Les stations présentant des valeurs plus élevées, telles que 2,8 meq/L et 2,62 meq/L, témoignent d'une capacité tampon significative, vraisemblablement due à une concentration plus élevée de

carbonates et de bicarbonates, des composés typiques des eaux marines ou des zones à proximité de déversements alcalins. En revanche, des valeurs plus basses telles que 1,8 meq/L indiquent une capacité réduite de neutralisation des acides, ce qui pourrait être attribuable à un mélange avec des eaux douces ou à une minéralisation limitée. Les variations observées dans les niveaux de TAC peuvent être attribuées à diverses sources, y compris la composition géologique des sols et des roches dans le bassin versant, les processus biogéochimiques naturels tels que la décomposition des matières organiques, ainsi que les activités humaines telles que l'agriculture et le ruissellement des eaux de pluie [110].

II.1.6 Dureté totale (TH)

La dureté totale d'une eau est produite par les sels de calcium et de magnésium qu'elle contient. On distingue une dureté carbonatée qui correspond à la teneur en carbonates et bicarbonates de Ca^{2+} et Mg^{2+} et une dureté non carbonatée produite par les autres sels [48].

Selon les recommandations de l'OMS, la dureté totale de l'eau potable n'est généralement pas considérée comme un risque pour la santé humaine. Cependant, des niveaux élevés de dureté totale peuvent entraîner des problèmes de dépôts calcaires dans les appareils ménagers et les canalisations, ainsi qu'une consommation accrue de détergents pour obtenir une mousse suffisante lors du lavage [264].

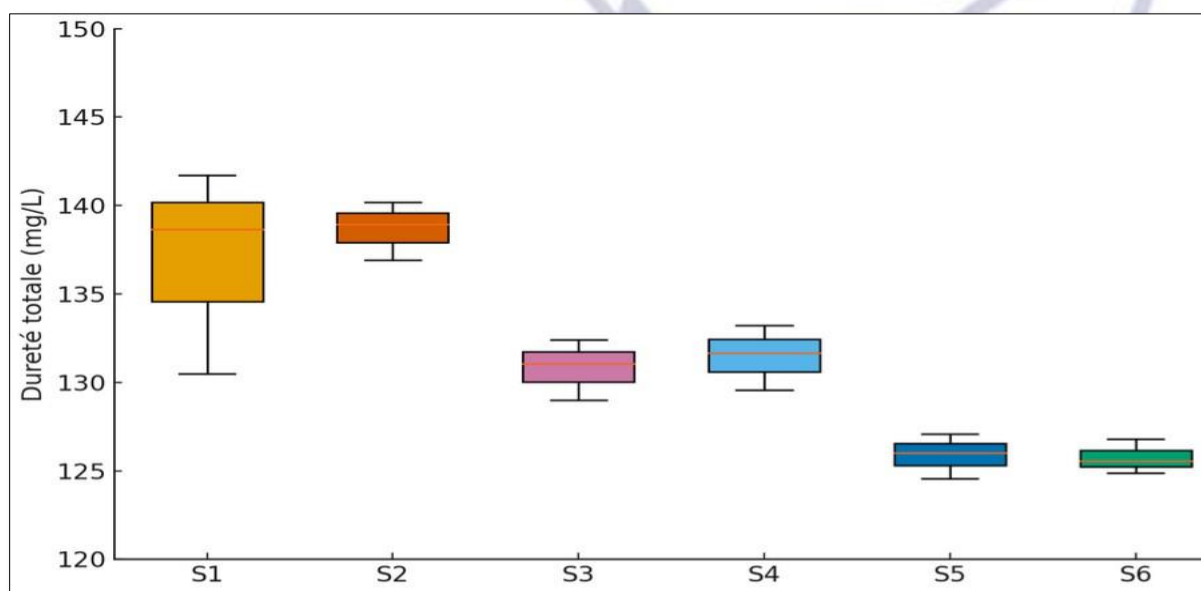


Figure 43: Dureté totale de l'eau analysée

Les valeurs mesurées aux divers points de prélèvement, variant de 122,5 à 140,2, démontrent une homogénéité remarquable, caractérisée par des variations restreintes. Ces résultats

témoignent d'une stabilité relative de la qualité ou de la concentration de l'élément analysé, vraisemblablement sous l'influence de conditions locales similaires telles que la proximité de la mer, les activités humaines ou les caractéristiques géologiques de la région. La valeur maximale observée (140,2) pourrait être liée à une zone plus fortement affectée par des rejets spécifiques ou une activité humaine intense, alors que les valeurs plus faibles (122,5 et 125) pourraient indiquer des zones moins perturbées ou moins influencées par des apports naturels tels que l'eau douce.

II.1.7 Calcium Ca^{2+}

La teneur en ions Ca^{2+} est étroitement liée à la composition géologique des formations rocheuses à travers lesquelles les eaux s'écoulent. Les ions calcium sont générés par la réaction de l'eau chargée en dioxyde de carbone avec les roches calcaires, ou par la dissolution directe de minéraux tels que le gypse. Le calcium revêt une importance capitale dans la formation des structures osseuses et des coquilles, ainsi que dans les processus de perméabilité cellulaire, étant accumulé par les organismes à partir de leur environnement aquatique ou de leur régime alimentaire. Il ne devrait pas entraîner de problèmes de qualité de l'eau potable ; le seul inconvénient domestique associé à une dureté élevée est la formation de tartre. En revanche, les eaux à faible dureté peuvent causer des problèmes de corrosion des conduites.

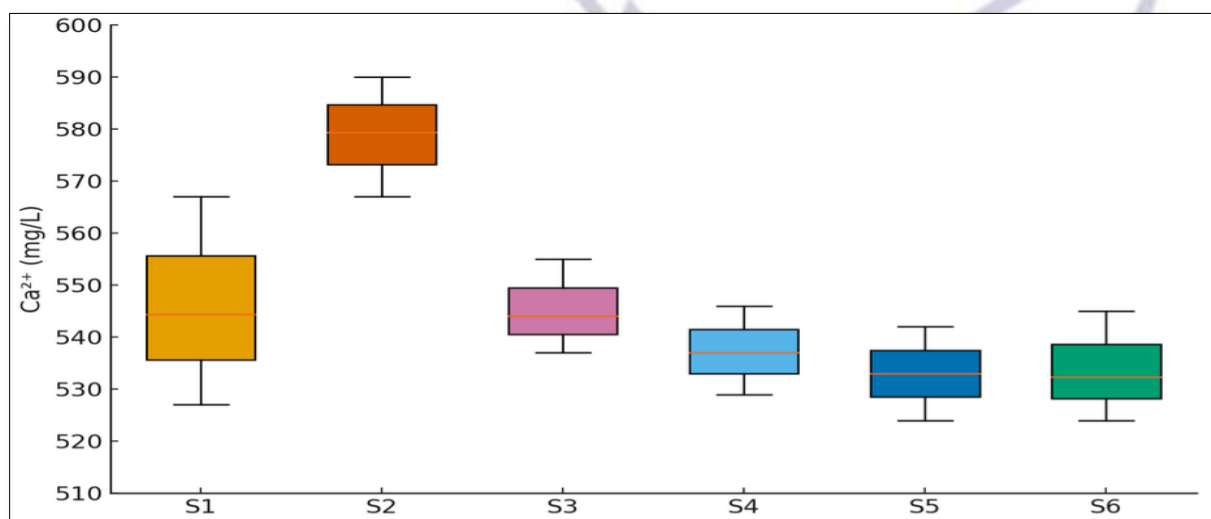


Figure 44: Concentration en calcium (Ca^{2+}) dans les échantillons d'eau

Les concentrations en calcium (Ca^{2+}) mesurées dans les points de prélèvement de la région d'Agadir s'échelonnent de 527 mg/L à 581 mg/L, ce qui témoigne d'une teneur élevée en calcium caractéristique des zones côtières soumises aux influences des interactions avec les structures géologiques marines. La concentration la plus élevée, enregistrée à Anza (581 mg/L),

pourrait résulter d'une influence anthropique plus prononcée ou de l'apport spécifique d'ions calcium, notamment à travers les rejets provenant des zones urbaines ou industrielles. En revanche, la concentration la plus basse observée à Cape Ghir (527 mg/L) témoigne d'une zone moins impactée par ces facteurs, suggérant une éventuelle dilution due à des apports en eau douce ou à une dynamique hydrique distincte. Les valeurs intermédiaires, situées à proximité les unes des autres dans les différentes stations (entre 540 mg/L et 546 mg/L), témoignent d'une certaine homogénéité, vraisemblablement attribuable à des conditions marines similaires et à une faible variabilité des apports externes.

II.1.8 Magnésium Mg^{2+}

Les résultats du suivi du magnésium dans les six stations de prélèvements révèlent une variation significative des concentrations observées au fil du temps. Les valeurs mesurées varient de 1235.1 mg/L à 1485.5 mg/L, mettant en évidence une gamme étendue de concentrations de magnésium dans les eaux de cette zone.

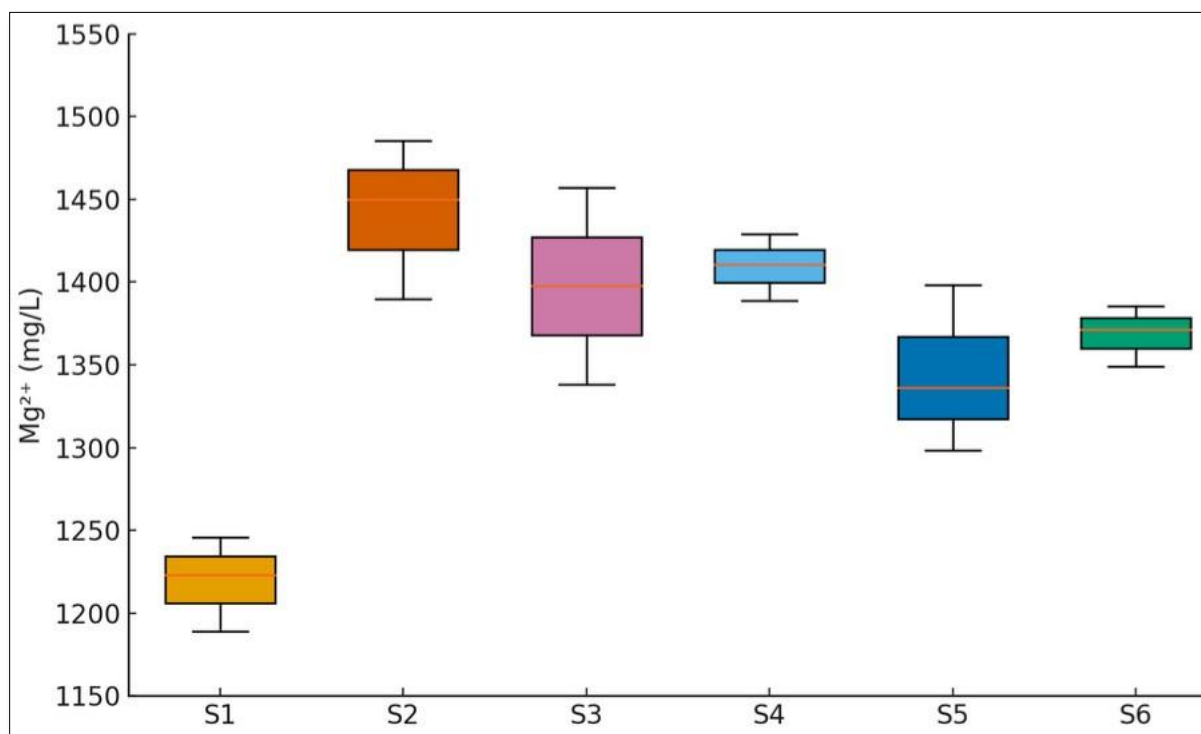


Figure 45: Concentration en magnésium (Mg^{2+}) dans les échantillons d'eau

Les teneurs moyennes en Mg^{2+} sont très élevées dans la majorité des eaux de six stations de prélèvements de la ville d'agadir (**Figure 45**). Ces différents teneurs sont en relation avec la

nature dolomitique du substrat traversé par l'eau. Les ions Mg^{2+} contribuent considérablement à la dureté de l'eau.

II.1.9 Turbidité

Les données de turbidité recueillies à partir de six points de prélèvement différents révèlent une variation significative dans la clarté de l'eau dans tous les points étudiés de la ville d'Agadir. Les valeurs de turbidité vont de 0,9 NTU du S1 à 0,9 NTU du S6 (**Figure 46**), ce qui indique une gamme allant d'une eau légèrement claire vers une stabilité jusqu'au dernier point.

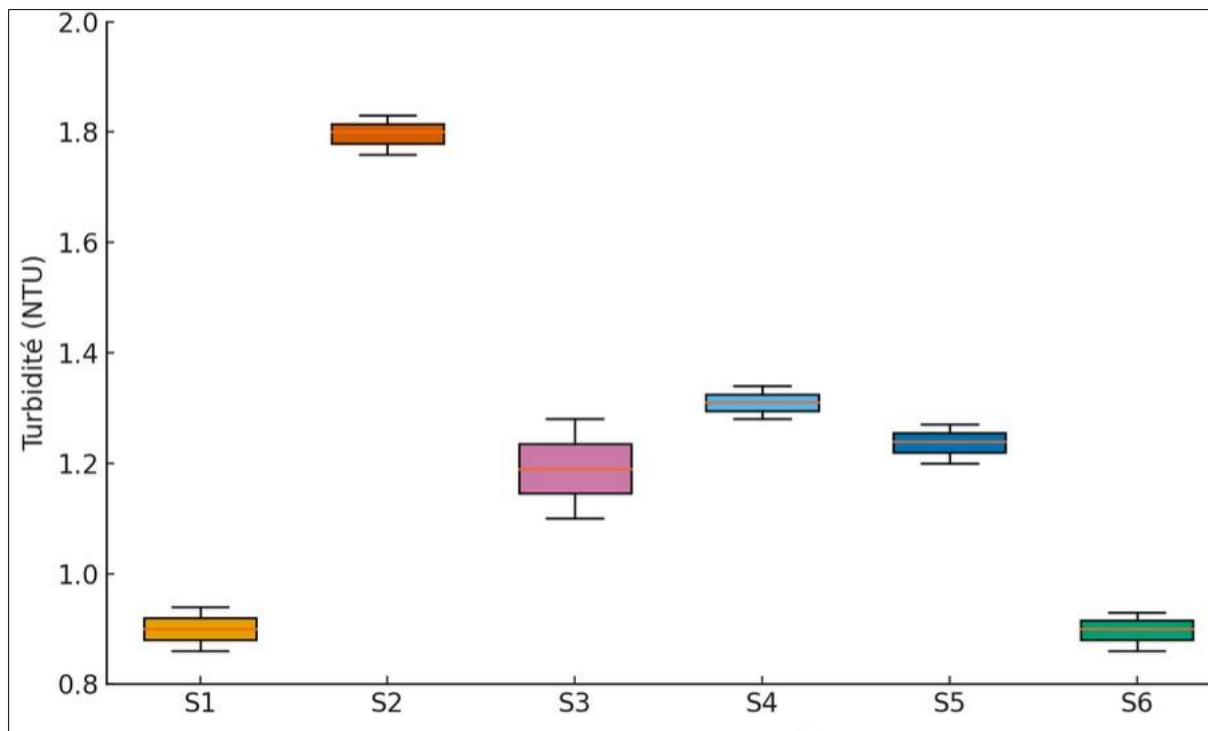


Figure 46: Évolution de la turbidité aux différents sites de prélèvement

Au point de prélèvement avec une turbidité de 0.9 NTU de la station Cape Ghir, on peut interpréter que l'eau est relativement claire, ce qui suggère une faible concentration de particules en suspension. Cela peut être attribué à une faible activité anthropique, à une végétation riveraine dense ou à des caractéristiques géologiques qui favorisent la filtration naturelle de l'eau. En revanche, au point de prélèvement avec une turbidité de 1.8 NTU de la station d'Anza, l'eau est considérée comme très trouble, indiquant une forte concentration de particules en suspension. Cela pourrait être le résultat d'une activité humaine intense, comme la construction, l'agriculture non durable ou l'érosion des sols dans la région. Une turbidité élevée peut entraîner une réduction de la lumière pénétrant dans l'eau, ce qui peut avoir des effets néfastes sur la vie aquatique et les écosystèmes riverains.

II.1.10 Sulfates

La présence des sulfates dans l'eau peut être liée à la dissolution de gypse, au lessivage des terrains pyrifères ; ou à l'oxydation des sulfures ou encore d'origine anthropique en relation avec une pollution industrielle ou urbaine.

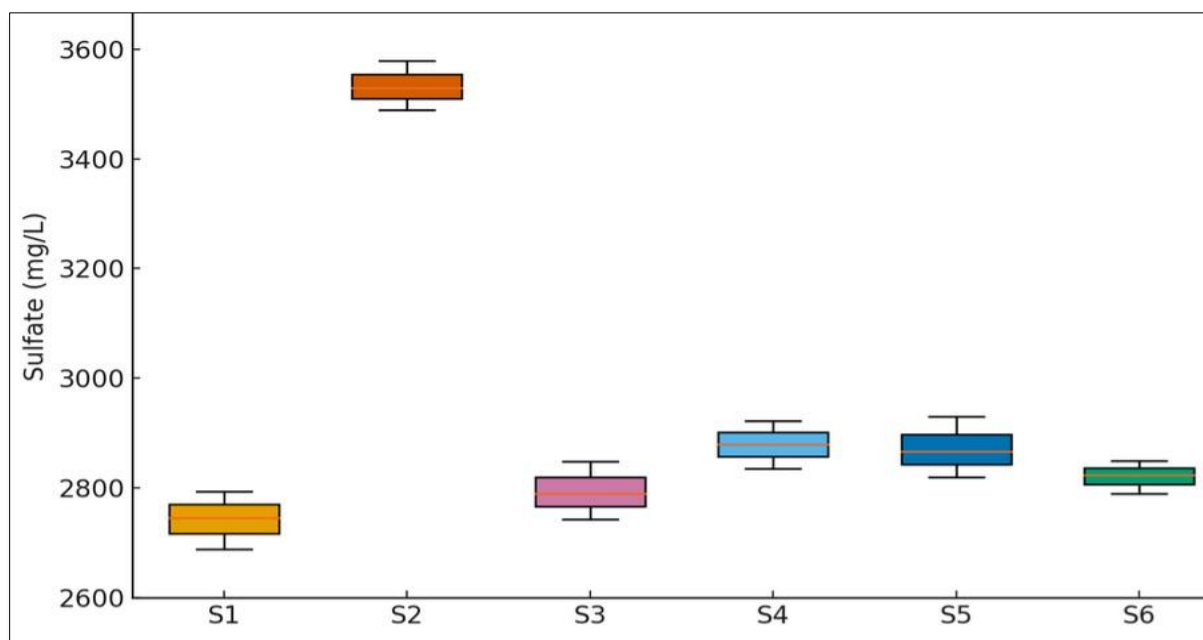


Figure 47: Concentration en ions sulfate

Les eaux des stations étudiées de la ville d'agadir sont séléniteuses, les teneurs en SO_4^{2-} sont largement variables d'un point à l'autre, allant de 2790 mg/l dans le point S6 Aglou vers 3521 mg/l dans le point S2 Anza.

Selon le projet des normes marocaines de la qualité des eaux destinées à la production d'eau potable qui exigent une valeur limite de 200 mg/l de sulfate, la majorité des points prospectés ne répondent pas à cette valeur, ce qui déduit une contamination de ces eaux à partir de la décharge publique.

II.1.11 Nitrates et nitrites

Au cours de la période d'étude, les niveaux de nitrite et de nitrate sont restés plus élevés à Anza (S2) et Douira (S4) par rapport aux autres sites (**Figure 48**). Les variations de nitrite et de nitrate pourraient être expliquées par un niveau significatif d'activité de nitrification se produisant dans l'environnement marin des sites étudiés.

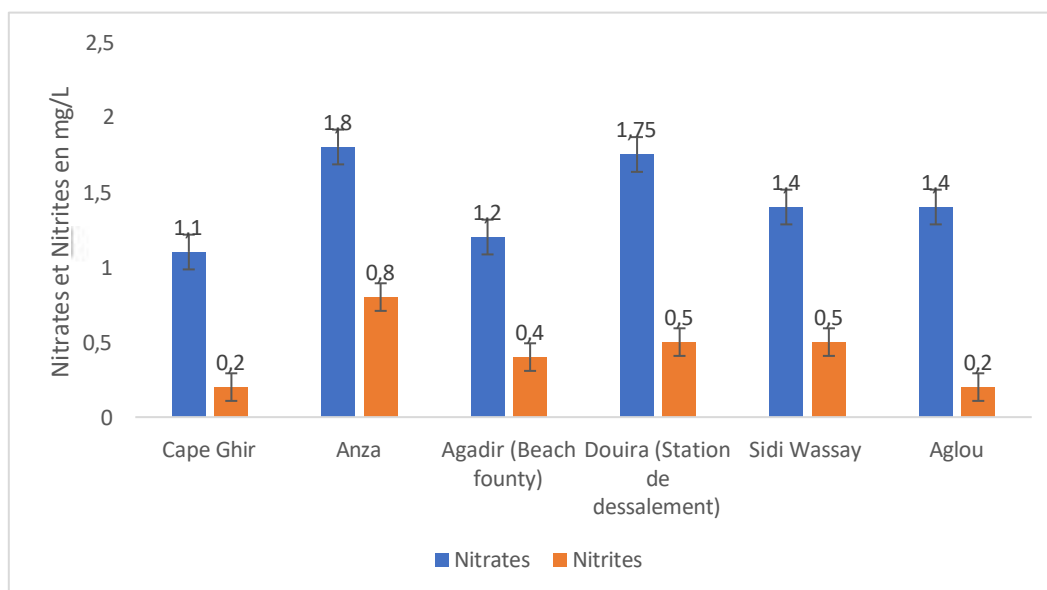


Figure 48: Concentrations en nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-) dans les eaux marines analysées

Les résultats du suivi de l'analyse de l'eau dans les points de prélèvements révèlent des niveaux bas de nitrates, avec des concentrations respectant les seuils recommandés pour une bonne qualité de l'eau. Vu le danger que peuvent présenter les nitrates dans l'eau de boisson, risque de méthémoglobinémie (cyanose) et formation de nitrosamines (carcinogènes), la valeur maximale admissible en cet élément a été fixée à 50 mg/l par la totalité des normes internationales sauf les normes américaines qui fixent 45 mg/l comme valeur maximale admissible.

II.2 Paramètres chimiques

II.2.1 Concentrations de métaux dans l'eau de mer

Cette étude avait pour but d'étudier le point de vue de la teneur en métaux lourds de l'eau de mer des points étudiés de la ville d'agadir. Comme modèle, nous avons utilisé les stations suivantes : S1 (Cape Ghir), S2 (Anza), S3 (la plage d'agadir), S4 (Douira), S5 (Sidi Wassay) et S6 (Aglou). L'étude était axée sur le diagnostic de la pollution par les métaux lourds, tels que le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le mercure (Hg) dans six zones. Les zones sont décrites dans le tableau 1. Pour chaque échantillon, les concentrations en métaux lourds Cd, Fe, Hg, Zn et Pb ont été mesurées par ICP-MS (Inductive Coupled Plasma-Mass Spectrometer, Thermo Fisher Scientific Instrument). Le Hg a été analysé par spectrométrie d'absorption atomique à l'aide d'un système hydride (Varian, modèle AA800). Les résultats sont évalués conformément à la réglementation marocaine relative au rejet direct de métaux lourds dans les eaux de surface [231]. Les limites maximales de concentration fixées par ces normes sont les suivantes : 500

$\mu\text{g/l}$ pour le plomb (Pb), 5000 $\mu\text{g/l}$ pour le zinc (Zn), 200 $\mu\text{g/l}$ pour le cadmium (Cd), 50 $\mu\text{g/l}$ pour le mercure (Hg) et 5000 $\mu\text{g/l}$ pour le fer (Fe).

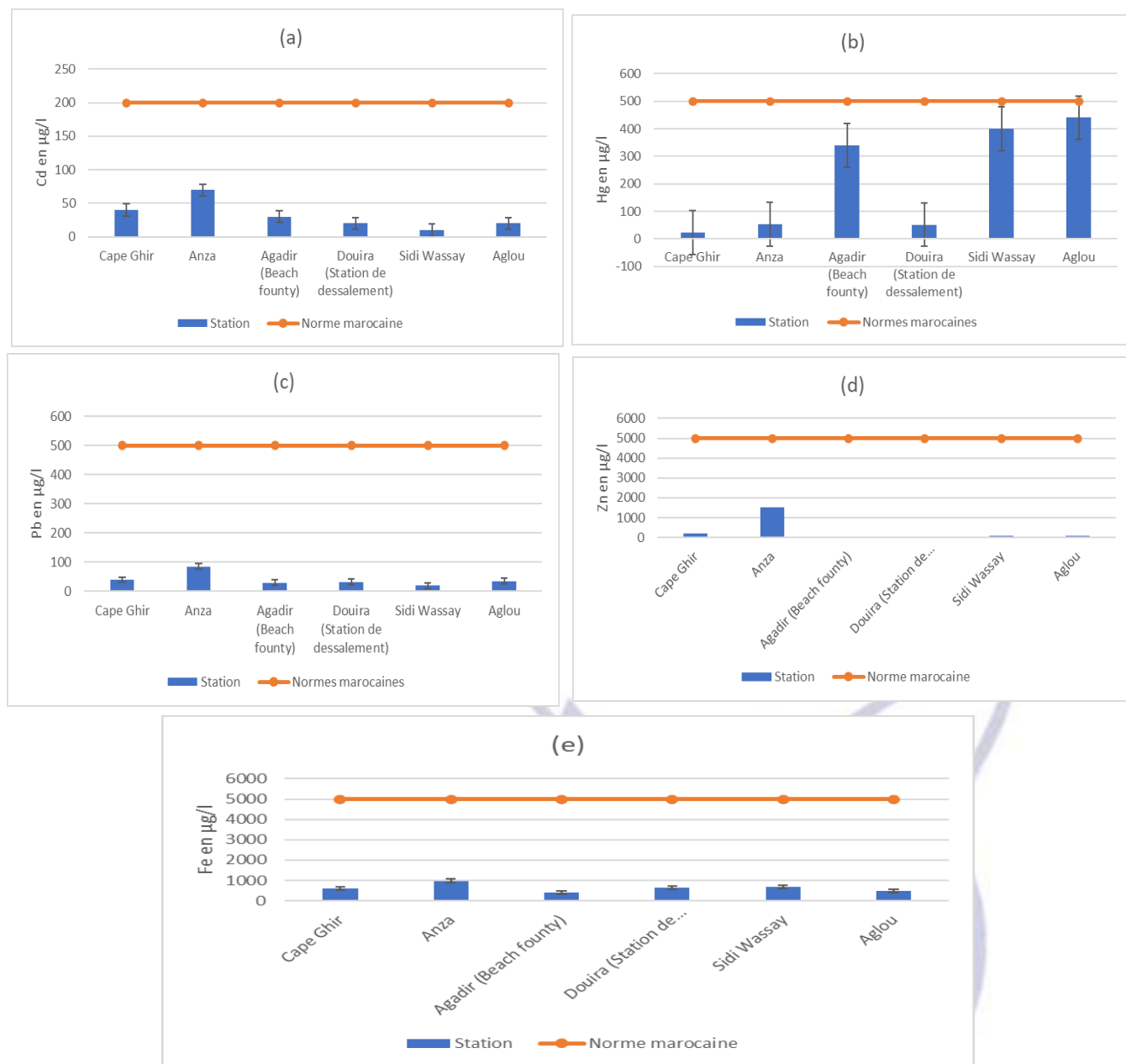


Figure 49: Distribution spatiale du cadmium (a), du mercure (b), du plomb (c), du zinc (d) et du fer (e) avec les limites admissibles recommandées par la FAO dans la zone d'étude en janvier 2023.

L'examen global des concentrations en cadmium (Cd) dans les eaux de surface des 6 stations étudiées indique que les niveaux détectés dans toutes les stations d'étude, S1, S2, S3, S4, S5 et S6, présentent des valeurs respectives de 40,00 $\mu\text{g/l}$, 70,00 $\mu\text{g/l}$, 30,00 $\mu\text{g/l}$, 20,00 $\mu\text{g/l}$, 10,00

$\mu\text{g/l}$ et $20,00 \mu\text{g/l}$ (**Figure 49 (a)**). Cependant, les valeurs analysées aux 6 stations indiquent une absence de contamination par le Cd. Elles sont inférieures à la valeur maximale admissible ($200 \mu\text{g/l}$) définie par (FAO 2006) [265]. Les concentrations enregistrées sur ces sites d'étude suggèrent l'existence d'une ou plusieurs sources de pollution à proximité des stations mentionnées. La présence de cadmium dans l'environnement est généralement associée à ses diverses utilisations, comme dans les batteries, pour protéger l'acier contre la corrosion grâce au cadmiage, ou comme stabilisateur dans les plastiques et les pigments [266].

Les concentrations les plus élevées ont été observées aux stations S6, S5 et S3, avec des valeurs respectives de $440 \mu\text{g/l}$, $400 \mu\text{g/l}$ et $340 \mu\text{g/l}$ (**Figure 49 (b)**). Bien que ces valeurs soient élevées en comparaison avec les autres stations, elles restent conformes aux normes recommandées pour l'élément Hg ($500 \mu\text{g/l}$) fixées par la FAO (2006) [265]. En revanche, les concentrations mesurées dans les stations S1, S4 et S2 sont nettement plus faibles, avec des valeurs respectives de $24 \mu\text{g/l}$, $52 \mu\text{g/l}$ et $53 \mu\text{g/l}$, et se situent également dans les limites des normes susmentionnées. [266].

Les concentrations de plomb (Pb) mesurées dans les eaux de surface varient entre $20 \mu\text{g/l}$ à la station S5 (plage de Sidi Wassay) et $85 \mu\text{g/l}$ à la station S2 (plage d'Anza). Ces valeurs sont nettement inférieures à la limite de $500 \mu\text{g/l}$ établie par la FAO en 2006 [265], indiquant une absence de contamination significative par le plomb dans ces zones. L'élévation de la concentration en Pb à la station S2 pourrait être liée à la diffusion de polluants rejetés dans le bassin et à l'intense activité de pêche locale. Les stations S1 (plage de Cap Ghir) et S6 (plage d'Aglou, région de Tiznit) ont enregistré des concentrations de $40 \mu\text{g/l}$ et $35 \mu\text{g/l}$ respectivement, tandis que les stations S3 (plage d'Agadir Founty) et S4 (station de dessalement de Douira) présentent des niveaux de $33 \mu\text{g/l}$ et $30 \mu\text{g/l}$ respectivement (**Figure 49 (c)**) [142].

Les concentrations en zinc (Zn) mesurées, présentent des variations significatives, avec des valeurs enregistrées de $200 \mu\text{g/l}$ (S1), $1500 \mu\text{g/l}$ (S2), $60 \mu\text{g/l}$ (S3), $40 \mu\text{g/l}$ (S4), $70 \mu\text{g/l}$ (S5) et $100 \mu\text{g/l}$ (S6) (**Figure 49 (d)**). Ces variations mettent en évidence l'impact des activités anthropiques locales sur les niveaux de Zn dans ces zones. Cependant, ces valeurs restent nettement inférieures à la limite de $5000 \mu\text{g/l}$ établie par la FAO en 2006 [265], indiquant qu'elles ne présentent pas un risque direct de toxicité selon ces normes.

La concentration élevée de Zn à la station S2, atteignant $1500 \mu\text{g/l}$, s'explique par la proximité immédiate de cette station avec la zone industrielle d'Anza. Cette région est reconnue pour abriter diverses activités industrielles susceptibles de libérer des quantités significatives de Zn

dans l'environnement. Parmi ces activités, on peut citer la production de laiton et de bronze, la galvanisation, la fabrication de peintures et de batteries, la fabrication de caoutchouc, ainsi que l'utilisation d'anodes sacrificielles sur les embarcations marines. Ces processus industriels sont des sources majeures de pollution au zinc, en raison de rejets liquides, solides ou atmosphériques qui, par ruissellement ou infiltration, finissent par contaminer les eaux marines.

Les autres stations montrent des concentrations de Zn relativement modérées, notamment à S3 (60 µg/l), S4 (40 µg/l), S5 (70 µg/l) et S6 (100 µg/l). Ces valeurs, bien qu'inférieures à celles de S2, peuvent également être influencées par des facteurs locaux tels que le ruissellement urbain, les rejets d'eaux usées et l'activité touristique [267]. Quant à la station S1 (200 µg/l), bien que plus éloignée des zones urbaines denses et industrielles, sa concentration en Zn pourrait résulter du transport à longue distance de polluants ou d'apports locaux liés à l'activité humaine, comme l'utilisation d'embarcations ou de produits chimiques à usage agricole [268]. Ces résultats soulignent l'importance de la gestion des rejets industriels et de l'élaboration de politiques environnementales strictes pour minimiser la pollution par le zinc, en particulier dans les zones côtières proches d'activités industrielles. Une surveillance continue et des mesures correctives adaptées permettront de limiter les impacts négatifs sur les écosystèmes marins et de garantir la durabilité de ces ressources essentielles

La distribution du Fe (fer) dans les eaux de surface présente un schéma irrégulier dans les 6 stations examinées (**Figure 49 (e)**). Les stations S2 et S5 ont enregistré les niveaux les plus élevés, avec des concentrations atteignant environ 980,00 µg/l et 700,00 µg/l, respectivement. À l'inverse, les stations S3, S6, S1 et S4 ont affiché des concentrations plus faibles allant d'environ 400 µg/l, 500 µg/l, 600 µg/l, à 650 µg/l. Néanmoins, toutes les valeurs mesurées dans ces stations restent inférieures aux normes de fer recommandées par (FAO en 2006) [48], qui fixent la limite à 5000 µg/l. Nos résultats ont révélé que les concentrations de métaux lourds étaient presque identiques dans toutes les zones, à l'exception d'Anza S5 et de Douira S3. Ceci est probablement lié aux activités anthropiques (activités industrielles, eaux usées, stations de dessalement, etc....) dans ces deux zones. En outre, les résultats de nos recherches sont cohérents avec ceux d'I. **Chaouay et al.** [231] ont également mené des études dans le même écosystème. Ces études suggèrent collectivement que la côte d'Agadir est moins contaminée que le Centre de l'Ecosystème Nord, qui s'étend d'El Jadida à Essaouira [258].

III. Caractérisation de la contamination qualité des sédiments

III.1 Distribution des métaux lourds

Les concentrations en métaux traces dans les sédiments de surface collectés sur le littoral d'Agadir en janvier 2023 sont résumées dans le **Tableau 22**. Ces concentrations ont été comparées aux valeurs PEL (Probable Effect Level, Canadian Sediment Quality guideline, 2001 et NOAA,2004) [269]. Les concentrations moyennes enregistrées suivent l'ordre décroissant suivant : Zn (66,6 µg/g) > Fe (65 µg/g) > Pb (42,3 µg/g) > Cu (40,2 µg/g) > Cd (1,24 µg/g) > Hg (0,12 µg/g). Les plages de concentration varient considérablement entre les stations, avec des valeurs allant de 13 à 98 µg/g pour Fe, de 21 à 104 µg/g pour Zn, de 18 à 65 µg/g pour Pb, de 0,12 à 1,8 µg/g pour Cd, de 0,01 à 0,21 µg/g pour Hg, et de 10,6 à 66 µg/g pour Cu. Ces variations reflètent l'influence des activités anthropiques et industrielles à proximité des différentes stations.

La station 1 (Cap Ghir), éloignée des sources de pollution anthropique, sert de référence naturelle avec les concentrations les plus faibles pour tous les métaux, notamment Fe (13 µg/g), Zn (21 µg/g), Pb (18 µg/g), et Hg (0,01µg/g). La station 4, située à proximité de l'installation de dessalement, présente des concentrations modérées à élevées pour plusieurs métaux lourds. Les niveaux de Zn (91 µg/g), Pb (45 µg/g), et Cd (1,55 µg/g) sont significatifs bien qu'ils restent inférieurs aux seuils critiques PEL [269] respectifs (271 µg/g, 112 µg/g, et 4,2 µg/g). Les niveaux de Hg (0,14 µg/g) et Cu (32 µg/g) sont également en dessous des seuils de toxicité (0,7 µg/g et 108 µg/g, respectivement), mais indiquent un enrichissement notable, probablement lié aux rejets de saumures et aux activités anthropiques avoisinantes [106] , [268].

La station 2 (Anza), située à proximité des zones industrielles, affiche les concentrations les plus élevées pour tous les métaux analysés, avec des pics de Zn (104 µg/g), Pb (65 µg/g), Cu (66 µg/g) et Cd (1,8 µg/g). Ces niveaux traduisent une forte influence industrielle et un risque accru de pollution sédimentaire. La présence de peintures anti-salissures constitue une source probable des niveaux élevés de Cu, tandis que l'augmentation des concentrations de Zn pourrait être attribuée à plusieurs facteurs, notamment l'apport de matière organique en suspension issue des effluents industriels, qui se dépose sur le fond marin [106], [253]. Par ailleurs, la diminution de l'absorption du Zn par le phytoplancton dans des températures plus froides pourrait également contribuer à son accumulation dans les sédiments [251], [254].

Les concentrations les plus élevées de Fe, atteignant respectivement 98 µg/g et 86 µg/g, ont été relevées à la plage d'Anza et à Aglou. Ces niveaux élevés, observés à proximité des zones industrielles, concordent avec les activités de métallurgie et de fabrication, où des polluants contenant du fer sont rejetés dans l'environnement [249], [255]. En revanche, sur la plage touristique d'Aglou, la contamination par le Fe semble provenir principalement de processus naturels d'érosion des roches environnantes, combinés à des activités anthropiques telles que les déchets abandonnés et les rejets d'eaux usées [257].

En comparant les concentrations observées aux valeurs PEL, il apparaît que toutes les stations enregistrent des niveaux inférieurs aux seuils critiques. Cependant, les stations situées à proximité des activités humaines (notamment les stations 2 et 4) montrent des concentrations relativement élevées de certains métaux lourds, particulièrement le Zn, le Pb, et le Cd, nécessitant une attention particulière. La station de dessalement (S4) n'est pas la plus contaminée, mais les concentrations mesurées pourraient indiquer une accumulation progressive liée aux rejets d'effluents salins, ce qui pourrait avoir des implications à long terme sur les écosystèmes marins locaux [259]. Ainsi, bien que les concentrations actuelles soient en dessous des seuils de toxicité définis par les PEL, l'impact cumulatif des rejets anthropiques, en particulier dans les stations proches des installations industrielles et de dessalement, doit être surveillé pour prévenir une dégradation accrue de la qualité des sédiments et des écosystèmes marins.

Tableau 22 : Résultats d'analyse des métaux lourds dans les sédiments échantillonnés (µg/g).

Sites	Fe	Zn	Pb	Cd	Hg	Cu
S1 (Cap Ghir)	13	21	18	0,12	0,01	10,6
S2 (Anza)	98	104	65	1,8	0,21	66
S3 (Founty plage)	76	45	34	1,21	0,14	64
S4 (Station de dessalement)	63	91	45	1,55	0,14	32
S5 (Sidi Wassay)	54	64	44	1,34	0,1	33
S6 (Aglou)	86	75	48	1,45	0,12	36
Max	98	104	65	1,8	0,21	66
Min	13	21	18	0,12	0,01	10,6
Moyenne	65	66,6	42,33	1,24	0,12	40,26
Écart-type	27,32	27,74	14,24	0,53	0,06	19,34
PEL	-	271	112	4.2	0.7	108

III.2 Evaluation des indices environnementaux

II.1.1 Facteur d'enrichissement (EF)

Le **Tableau 23** présente les valeurs du facteur d'enrichissement (EF) des métaux traces étudiés. Le zinc (Zn), le mercure (Hg) et le cuivre (Cu) affichent des valeurs de EF inférieures à 1 dans toutes les stations, ce qui suggère l'absence d'accumulation significative de ces métaux dans les sédiments marins par rapport aux niveaux de référence ou à la zone témoin (**Figure 50**). Cependant, pour le plomb (Pb) à la station 1 (S1), la valeur de EF est de 1,315, indiquant un léger enrichissement. Cet enrichissement mineur pourrait être attribué à des activités anthropiques locales ou aux émissions de trafic, notamment des véhicules empruntant la route à proximité 13. Pour le cadmium (Cd), les valeurs de EF dans toutes les stations sont comprises entre 1 et 3, indiquant un enrichissement mineur. Bien que ces valeurs signalent une augmentation des concentrations de cadmium dans les sédiments par rapport aux niveaux de fond, elles ne sont pas excessivement élevées. Cela suggère une augmentation modérée des concentrations de cadmium, sans pour autant atteindre des niveaux alarmants dans l'ensemble des stations.

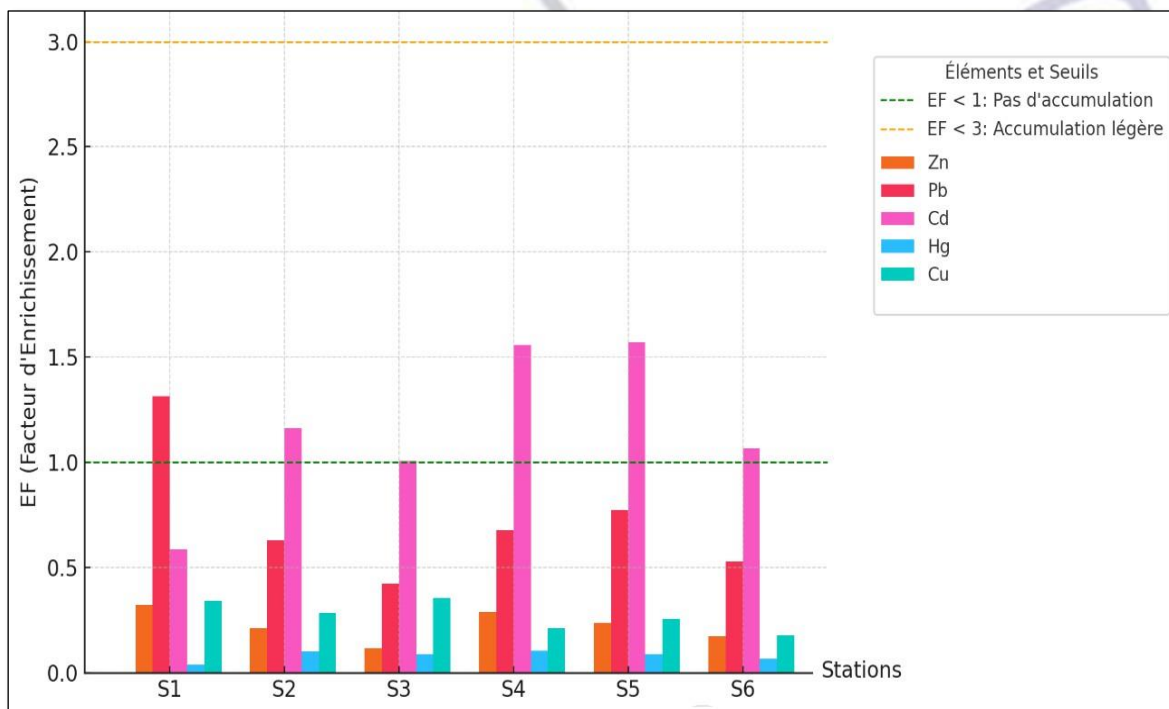


Figure 50 : Facteurs d'enrichissement (EF) pour les métaux lourds dans les stations d'échantillonnage

Les valeurs du facteur de contamination (FC) (**Tableau 24**) dans les stations étudiées. Le zinc (Zn), le mercure (Hg) et le cuivre (Cu) affichent des valeurs de FC indiquant une faible contamination ($FC < 1$) dans toutes les stations. Le plomb (Pb) présente une contamination modérée ($FC = 1-3$) dans toutes les stations, à l'exception de S1. Parmi les métaux étudiés, le fer (Fe) et le cadmium (Cd) montrent les valeurs de FC les plus élevées ($FC = 3-6$) dans toutes les stations, à l'exception de S1 (**Figure 51**). Les facteurs de contamination totaux sont classés dans l'ordre suivant : $S2 > S6 > S4 > S3 > S5 > S1$. Ce classement reflète une contamination accrue dans les stations S2 (Anza) et S6 (Aglou), probablement en raison de leur proximité avec des sources anthropiques telles que des activités industrielles ou des effluents rejetés [142], nécessitant une attention particulière pour leur gestion et leur suivi environnemental.

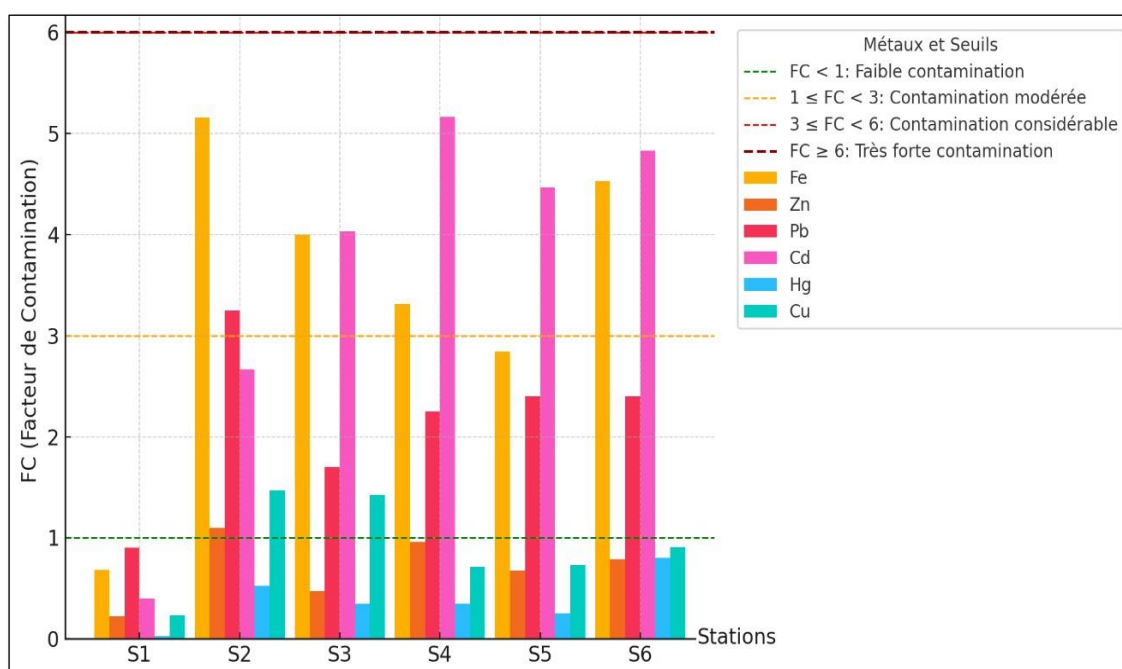


Figure 51: Facteurs de contamination (FC) et classification des niveaux de pollution dans les stations étudiées

Le degré de contamination (Cd) des sédiments marins des différentes stations étudiées permet d'évaluer l'impact global des métaux lourds sur l'environnement (**Figure 52**). La station S1 présente un faible niveau de contamination, ce qui reflète une influence anthropique minimale. Les stations S3 et S5 montrent des contaminations modérées, tandis que les stations S2, S4 et S6 affichent des niveaux de contamination considérable. La proximité de la **station S4** avec l'installation de dessalement d'eau de mer semble jouer un rôle significatif dans l'augmentation du degré de contamination, soulignant la nécessité d'une surveillance continue pour évaluer et limiter les impacts de cette activité sur les écosystèmes marins locaux.

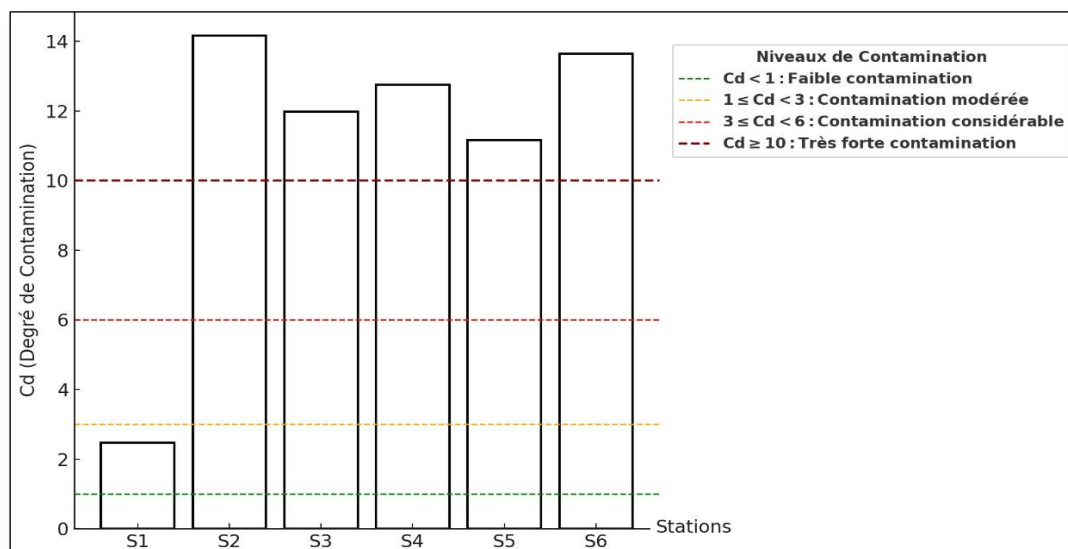


Figure 52: Degré de contamination (Cd) et référence aux seuils environnementaux de pollution

II.1.2 Degré de contamination modifié (mCd)

Les valeurs de mCd (degré moyen de contamination) obtenues pour les sites de prélèvement des sédiments marins (**Tableau 23- Figure 53**) permettent d'évaluer les niveaux de pollution et de différencier les degrés de contamination en fonction des caractéristiques environnementales et de l'exposition aux sources de pollution anthropique. Les stations S1 (Cap Ghir, mCd = 0,411) et S6 (Aglou, mCd = 1,137) ont affiché des valeurs de mCd inférieures à 1,5, indiquant une absence de pollution significative selon le système de classification du mCd. Ces résultats reflètent les caractéristiques naturelles de ces stations, éloignées des principales sources de pollution anthropique et bénéficiant d'un environnement relativement préservé ¹⁵. En revanche, les stations S5 (embouchure du fleuve Massa, mCd = 1,861) et S3 (plage municipale d'Agadir, mCd = 1,996) ont présenté des valeurs de mCd comprises entre 1,5 et 2, suggérant un faible degré de contamination. Bien que des traces de pollution aient été observées, elles restent relativement mineures ou de faible gravité, probablement dues à des apports urbains modérés ou des influences touristiques (S3) et fluviales (S5) ¹⁶. Les stations S4 (Douira, mCd = 2,125) et S2 (plage d'Anza, mCd = 2,36) ont montré des valeurs de mCd comprises entre 2 et 4, indiquant un degré modéré de contamination. Ces résultats sont attribués à la proximité de ces stations avec des sources de pollution anthropique significatives, notamment les rejets industriels et résidentiels (S2) ou les effluents liés à l'usine de dessalement (S4) ¹⁷. Ces observations fournissent des informations précieuses sur l'état de pollution des

sédiments marins dans les différents sites étudiés, mettant en évidence des variations dans la gravité de la contamination. Les stations S2 et S4, proches de sources anthropiques importantes, nécessitent une attention particulière pour limiter l'accumulation de polluants, tandis que les stations S1 et S6 témoignent d'un environnement marin relativement préservé.

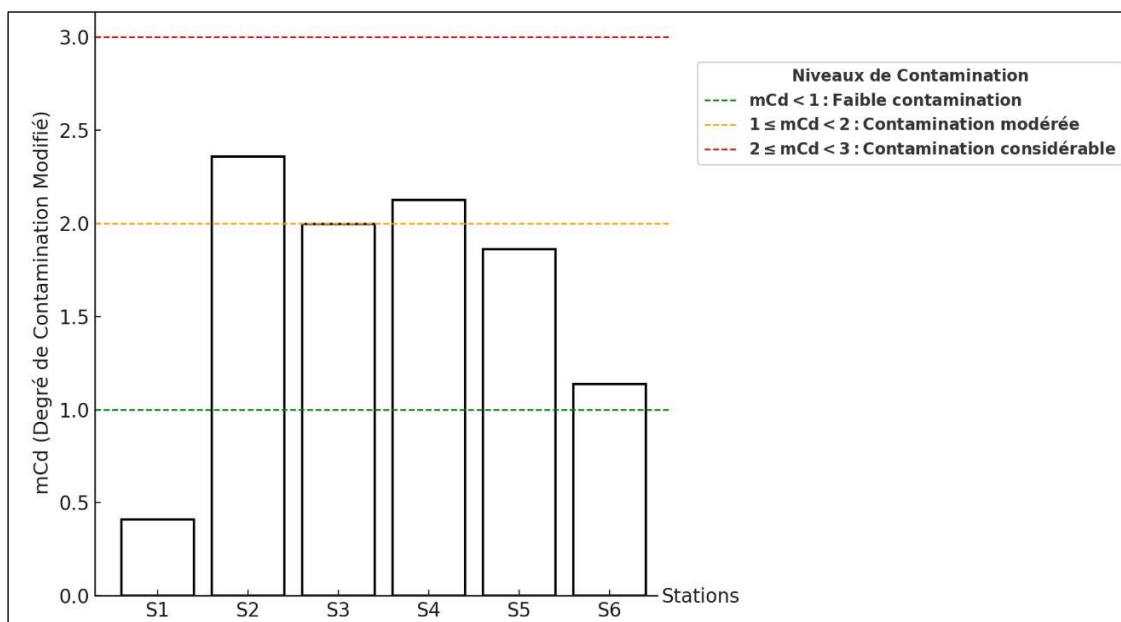


Figure 53: Degré de contamination modifié (mCd) par station dans la zone d'étude

II.1.3 L'indice de charge polluante (PLI)

L'analyse de l'indice de charge polluante (PLI) (**Tableau 23**) montre des variations significatives des niveaux de pollution dans les sédiments des stations étudiées (**Figure 54**). La station S1 (Cap Ghir), éloignée des activités anthropiques, affiche un PLI de 0,262, indiquant une absence de pollution. À l'inverse, la station S2 (plage d'Anza) présente le PLI le plus élevé (2,096), reflétant une forte pollution due aux rejets industriels et résidentiels. Les stations S3 (plage municipale d'Agadir), S4 (Douira), S5 (embouchure du fleuve Massa) et S6 (Aglou) présentent des PLI modérés, compris entre 1,229 et 1,467, indiquant des niveaux de pollution influencés par des apports anthropiques et naturels. La station S4, située près de l'usine de dessalement de Douira, affiche un PLI de 1,447, soulignant un impact probable des rejets de saumures sur les sédiments marins. Ces résultats mettent en évidence l'importance de surveiller les rejets anthropiques, notamment dans les zones influencées par les activités industrielles, pour préserver les écosystèmes marins locaux.

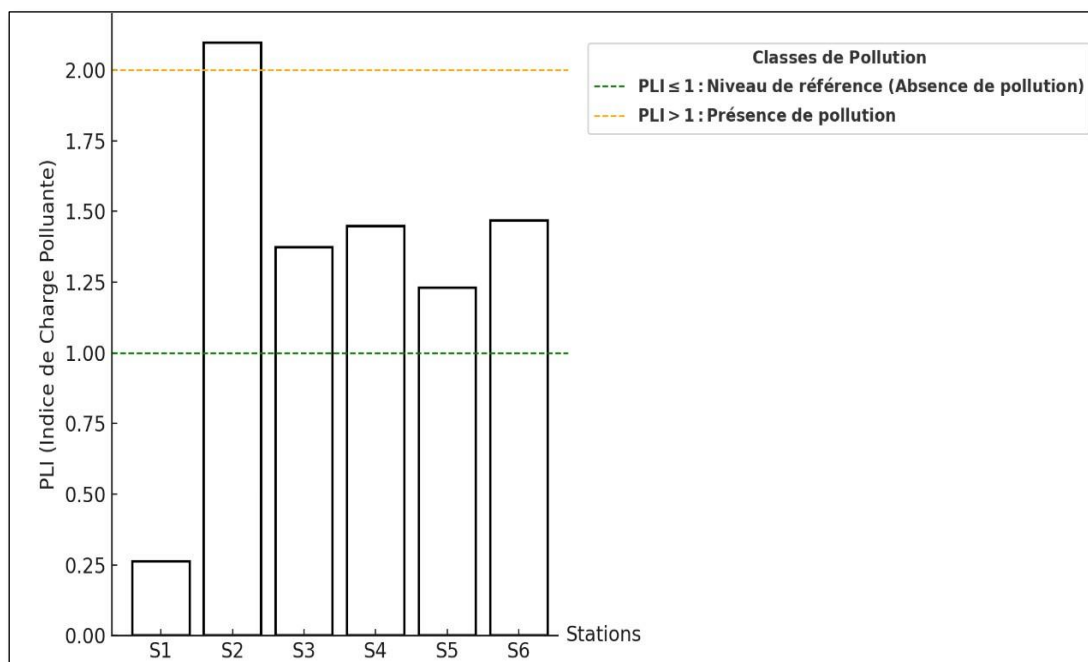


Figure 54: Indice de charge polluante (PLI) par station, avec classification des niveaux

II.1.4 L'index de Géo-accumulation (Igeo)

Les valeurs d'Igeo pour le **Zn**, le **Hg** et le **Cu** sont négatives dans toutes les stations, indiquant une absence de pollution pour ces métaux (**Figure 55**). Ces valeurs négatives suggèrent que les concentrations mesurées dans les sédiments sont inférieures aux niveaux géochimiques de référence, reflétant des concentrations naturelles ou une contribution minimale de sources anthropiques. En revanche, les valeurs d'Igeo pour le **Fe**, le **Pb** et le **Cd** se situent dans l'intervalle de non contaminé à modérément contaminé ($0 < Igeo \leq 2$) dans toutes les stations. Cela indique que bien que ces métaux soient présents dans les sédiments, leurs concentrations restent dans les limites attendues pour des niveaux de fond ou de base, avec une contribution limitée à modérée provenant de sources anthropiques. Ces résultats suggèrent que les apports anthropiques, bien qu'existants, n'ont pas entraîné une accumulation excessive de ces métaux dans les sédiments.

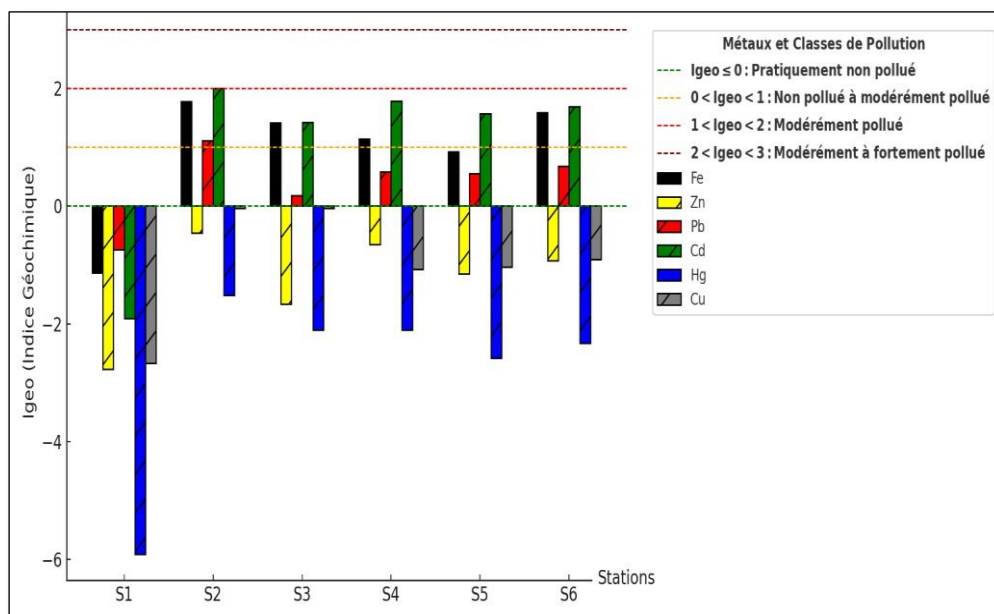


Figure 55: Indice géochimique (Igeo) des métaux lourds et classification de la pollution par station

III.3 Indices d'évaluation des risques

III.3.1 Potentiel d'évaluation du risque écologique (RI)

Les valeurs de RI (**Tableau 23- Figure 56**) indiquent des risques potentiels modérés dans toutes les stations, à l'exception de la station S1 (Cap Ghir), où le RI est inférieur à 150, suggérant des risques écologiques faibles pour les éléments étudiés à cet emplacement. Ces résultats reflètent une variation spatiale des niveaux de risque, influencée par la proximité des sources de pollution anthropique, la station S1 bénéficiant de son éloignement des zones d'activité humaine et industrielles.

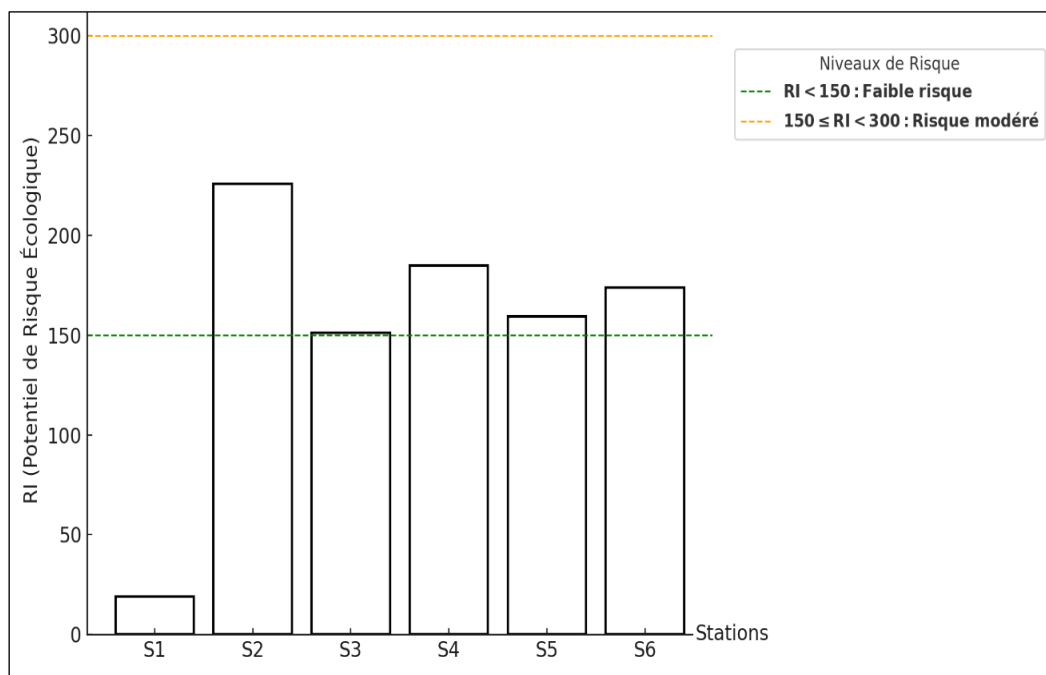


Figure 56: Potentiel de risque écologique (RI) calculé pour chaque station

III.3.2 Quotient moyen des ERM (mERM-Q)

Seule la station S1 (Cap Ghir) a affiché une valeur de m-ERM-Q inférieure à 0,1, ce qui la désigne comme non toxique. Les autres stations présentent des valeurs comprises entre 0,1 et moins de 0,5, les classant comme légèrement dangereuses (**Figure 57**). Ces résultats suggèrent que les éléments présents dans les échantillons de sédiments de ces stations posent un risque écologique faible à modéré. Cela reflète une influence modérée des apports anthropiques sur la qualité des sédiments, nécessitant néanmoins une surveillance continue pour évaluer l'évolution des impacts environnementaux.

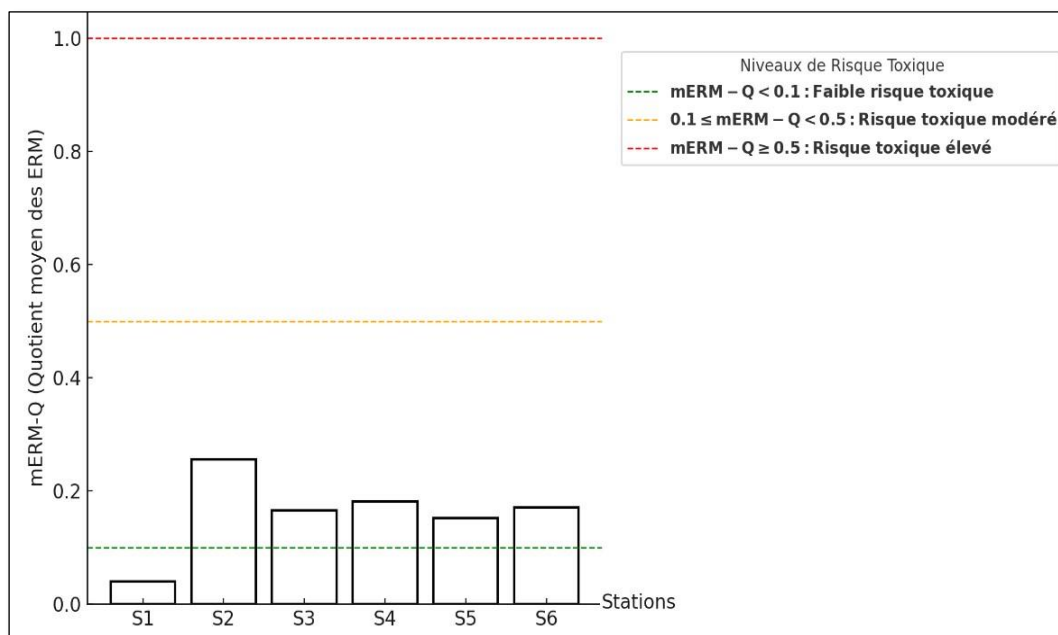
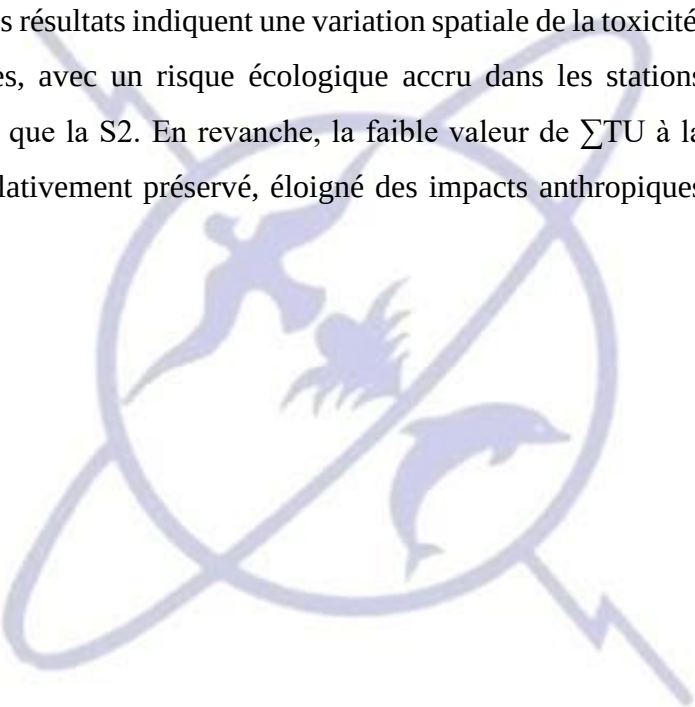


Figure 57: Quotient moyen des ERM (mERM-Q) avec classification du risque toxique

III.3.3 L'indice potentiel de toxicité aiguë (ΣTU)

À l'exception de la station S1, toutes les autres stations ont des valeurs de ΣTU supérieures à 1.5, ce qui suggère que la toxicité des métaux lourds dans les sédiments de la zone d'étude varie de légère à significative (**Figure 58**). Ces résultats indiquent une variation spatiale de la toxicité, influencée par les apports anthropiques, avec un risque écologique accru dans les stations proches des sources de pollution telles que la S2. En revanche, la faible valeur de ΣTU à la station S1 reflète un environnement relativement préservé, éloigné des impacts anthropiques directs.



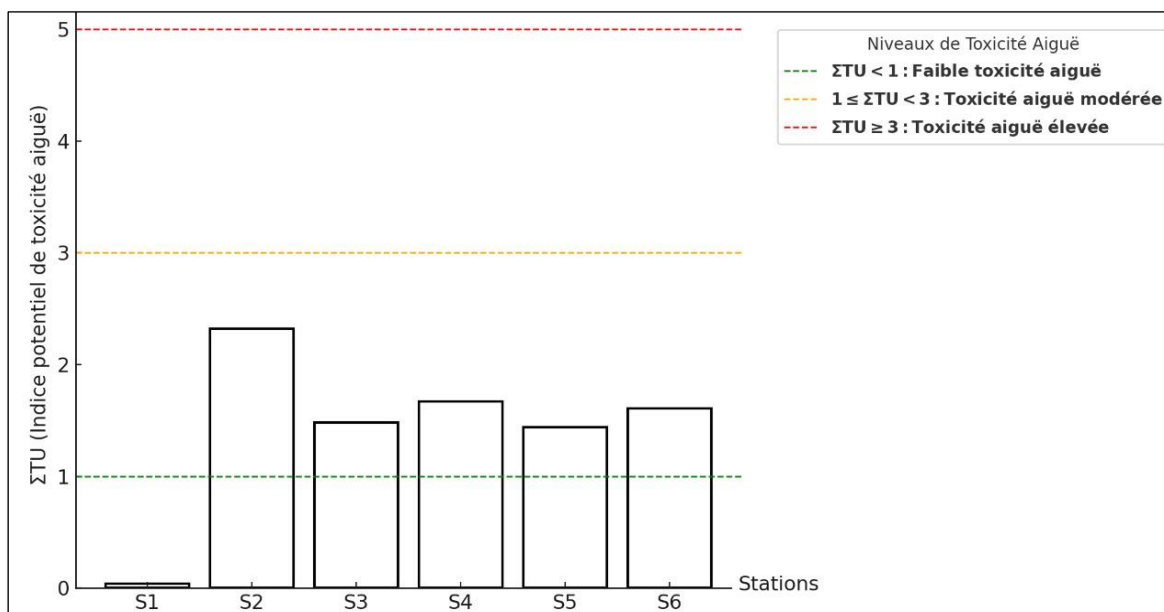


Figure 58: Indice potentiel de toxicité aiguë (ΣTU) par station

Tableau 23: Évaluation des Indices de Contamination par les Métaux Lourds dans les Sédiments des Stations Littorales de la Région d'Agadir.

Stations	Index	Fe	Zn	Pb	Cd	Hg	Cu
S1	EF	-	0,323	1,315	0,585	0,037	0,344
	CF	0,684	0,221	0,9	0,4	0,025	0,236
	Igeo	-1,132	-2,763	-0,737	-1,907	-5,907	-2,671
	Cd	2,466					
	mCd	0,411					
	PLI	0,262					
	RI	18,899					
	mERM-Q	0,04					
	TU	0,037					
S2	EF	-	0,212	0,63	1,163	0,102	0,284
	CF	5,158	1,095	3,25	2,667	0,525	1,467
	Igeo	1,782	-0,454	1,115	2	-1,515	-0,032
	Cd	14,161					
	mCd	2,36					
	PLI	2,096					
	RI	225,678					
	mERM-Q	0,256					
	TU	2,319					
S3	EF	-	0,118	0,425	1,008	0,088	0,356
	CF	4	0,474	1,7	4,033	0,35	1,422
	Igeo	1,415	-1,663	0,181	1,427	-2,1	-0,032
	Cd	11,979					

	mCd	1,996					
	PLI	1,372					
	RI	151,307					
	mERM-Q	0,166					
	TU	1,481					
S4	EF	-	0,289	0,679	1,558	0,106	0,214
	CF	3,316	0,958	2,25	5,167	0,35	0,711
	Igeo	1,144	-0,647	0,585	1,784	-2,1	-1,077
	Cd	12,751					
	mCd	2,125					
	PLI	1,447					
	RI	184,763					
	mERM-Q	0,181					
	TU	1,671					
S5	EF	-	0,237	0,774	1,572	0,088	0,258
	CF	2,842	0,674	2,2	4,467	0,25	0,733
	Igeo	0,922	-1,155	0,553	1,574	-2,585	-1,032
	Cd	11,166					
	mCd	1,861					
	PLI	1,229					
	RI	159,34					
	mERM-Q	0,152					
	TU	1,438					
S6	EF	-	0,174	0,53	1,068	0,066	0,177
	CF	4,526	0,789	2,4	4,833	0,3	0,8
	Igeo	1,593	-0,926	0,678	1,688	-2,322	-0,907
	Cd	13,649					
	mCd	1,137					
	PLI	1,467					
	RI	173,789					
	mERM-Q	0,171					
	TU	1,604					

IV. Etude statistique de la qualité des eaux de mer

IV.1 Statistique descriptive des paramètres physico-chimiques

Tableau 24 : Caractéristiques statistiques des analyses physico-chimiques de l'eau de mer

Paramètres		S1	S2	S3	S4	S5	S6
Température (°C)	moyenne	18.26	19.73	21.43	19.11	20.80	19.48
	écart-type	0.39	0.62	0.97	0.23	0.44	1.29
	min	17.9	19.03	20.4	18.89	20.50	18.23
	max	18.68	20.2	22.32	19.35	21.30	20.8
pH	moyenne	8.22	8.34	8.19	8.31	8.45	8.36
	écart-type	0.13	0.29	0.16	0.08	0.09	0.27
	min	8.09	8.11	8.03	8.22	8.36	8.18
	max	8.35	8.67	8.34	8.36	8.54	8.67
Salinité (g/l)	moyenne	32.84	34.55	34.31	30.69	32.34	30.23
	écart-type	0.42	0.5	0.39	0.75	0.47	0.12
	min	32.4	34.11	33.9	30.23	31.80	30.11
	max	33.24	35.09	34.67	31.56	32.67	30.34
Conductivité électrique (CE) (µS/cm)	moyenne	46285.33	45498.0	46683.0	45192.0	50066.67	44336.67
	écart-type	334.43	521.62	205.03	201.12	178.30	105.87
	min	45900.0	45180.0	46480.0	44987.0	49867.00	44254.0
	max	46500.0	46100.0	46890.0	45389.0	50210.00	44456.0
Nitrates (mg/l)	moyenne	1.39	1.42	1.77	1.26	1.82	1.14
	écart-type	0.04	0.03	0.03	0.07	0.06	0.05
	min	1.35	1.4	1.75	1.2	1.78	1.1
	max	1.42	1.45	1.8	1.34	1.89	1.2
Nitrites (mg/l)	moyenne	0.23	0.55	0.59	0.38	0.77	0.25
	écart-type	0.03	0.04	0.09	0.02	0.03	0.05
	min	0.2	0.5	0.5	0.36	0.75	0.2
	max	0.26	0.58	0.67	0.4	0.8	0.29
Chlores (mg/l)	moyenne	1823.0	1716.67	1829.33	1864.67	1941.67	1853.33
	écart-type	29.87	23.63	14.36	22.5	24.93	23.15
	min	1789.0	1690.0	1813.0	1847.0	1923.0	1780.0
	max	1845.0	1735.0	1840.0	1890.0	1954.0	1980.0
sulfate mg/l	moyenne	2746.33	3529.67	2790.33	2879.33	2866.67	2823.33
	écart-type	53.16	45.62	53.90	43.50	56.86	30.55
	min	2689	3489	2743	2836	2820	2790

	max	2794	3579	2849	2923	2930	2850
Mg^{2+} mg/l	moyenne	1223.29	1449.91	1397.94	1410.69	1336.19	1371.20
	écart-type	30.18	52.46	59.33	20.18	54.23	19.40
	min	1189.00	1389.67	1338.23	1389.00	1298.45	1349.09
	max	1245.78	1485.50	1456.89	1428.90	1398.34	1385.40
Turbidité (NTU)	moyenne	0.90	1.80	1.19	1.31	1.24	0.90
	écart-type	0.04	0.04	0.09	0.03	0.04	0.04
	min	0.86	1.76	1.10	1.28	1.20	0.86
	max	0.94	1.83	1.28	1.34	1.27	0.93
Alcalinité totale (meq/L)	moyenne	2.02	2.75	1.83	2.77	2.43	2.40
	écart-type	0.12	0.07	0.08	0.14	0.09	0.07
	min	1.89	2.67	1.78	2.62	2.33	2.33
	max	2.10	2.80	1.92	2.90	2.50	2.46
Dureté totale	moyenne	138.66	138.93	131.07	131.66	126.02	125.56
	écart-type	2.14	1.78	1.81	1.89	1.30	1.06
	min	130.50	136.90	129.00	129.56	124.57	124.89
	max	141.70	140.20	132.40	133.23	127.09	126.78
Ca^{2+} mg/l	moyenne	544.33	579.33	544.00	537.00	533.00	532.33
	écart-type	20.53	11.59	9.64	8.54	9.00	11.15
	min	527.00	567.00	537.00	529.00	524.00	524.00
	max	567.00	590.00	555.00	546.00	542.00	545.00

L'analyse statistique descriptive permet une première lecture des caractéristiques physico-chimiques des eaux de mer collectées le long de la côte d'Agadir. Elle constitue une étape essentielle pour identifier les variations spatiales entre les six stations d'échantillonnage (S1 à S6), incluant le site de rejet de la saumure de la station de dessalement de Douira (S4). Les paramètres évalués comprennent : la température, le pH, la salinité, la conductivité électrique, les nitrates, les nitrites et les chlores. Pour chacun de ces paramètres, les valeurs moyennes, les écarts-types, les minimums et les maximums ont été calculés. Le **tableau 24** illustrent ces résultats, tandis que des représentations graphiques comparatives ont été générées afin de faciliter la visualisation des différences entre stations.

- **Température (°C) :**

L'évaluation statistique de la température de l'eau de mer constitue un indicateur essentiel pour comprendre la dynamique thermique des milieux côtiers et leur réponse aux facteurs naturels et anthropiques. Les résultats obtenus montrent une variabilité spatiale notable entre les six stations étudiées, situées le long de la côte atlantique de la région d'Agadir.

Les températures moyennes enregistrées varient de 18,26°C à la station S1 (Cap Ghir) à 21,43°C à la station S3 (plage Agadir). Cette distribution traduit une influence locale des conditions hydrodynamiques, de l'exposition au rayonnement solaire, ainsi que du type de substrat. En effet, les stations S1 et S4, caractérisées par un substrat rocheux, présentent des températures moyennes relativement plus faibles, ce qui pourrait être attribué à une meilleure circulation des masses d'eau et à un effet tampon plus marqué du fond marin. À l'inverse, les stations à substrat sableux, plus enclines à l'échauffement, affichent des températures supérieures.

L'analyse de la dispersion thermique, à travers l'écart-type, met en évidence des contrastes significatifs. La station S6 (Aglou) enregistre l'écart-type le plus élevé (1,29°C), traduisant une instabilité thermique marquée. Cette forte variabilité peut être corrélée à une alternance des masses d'eau due à la dynamique littorale ou à une variabilité des apports anthropiques. À l'opposé, la station S4 (Douira), située à proximité d'une usine de dessalement, présente une température remarquablement stable (écart-type de 0,23°C), ce qui suggère un certain contrôle thermique potentiellement lié aux rejets continus et modérément chauds de la station de dessalement.

L'amplitude thermique (écart entre les températures minimales et maximales) suit globalement les mêmes tendances. Ainsi, la station S3, en zone urbaine, présente une plage de variation de 1,92°C, tandis que S4 reste dans une fourchette restreinte de 0,46°C.

Ces résultats traduisent l'influence combinée des caractéristiques géomorphologiques, des activités humaines (ex. : loisirs, surf, dessalement) et des processus océanographiques sur la température de l'eau de mer. L'intégration de ces facteurs dans l'interprétation des données est essentielle pour une compréhension fine de la dynamique côtière et pour l'évaluation des impacts environnementaux potentiels.

- **La variation du pH de l'eau de mer**

Le pH de l'eau de mer est un paramètre crucial dans l'évaluation de l'équilibre acido-basique des milieux marins. Il joue un rôle central dans la régulation de la solubilité des sels, la bio-disponibilité des éléments nutritifs, et la physiologie des organismes marins, en particulier

les espèces calcifiantes. Dans les zones côtières, il est particulièrement sensible aux intrusions d'eau douce, aux rejets anthropiques, à l'activité biologique, ainsi qu'aux processus de photosynthèse et de respiration. Les valeurs moyennes de pH mesurées le long des six stations varient dans une plage relativement étroite, comprise entre 8,19 à la station S3 (Agadir plage) et 8,45 à la station S5 (Sidi Wassay). Ces valeurs se situent dans l'intervalle attendu pour les eaux marines tempérées (généralement entre 8,0 et 8,5), témoignant globalement d'un bon équilibre alcalin dans l'ensemble de la zone étudiée.

La station S5, à usage récréatif et éloignée de toute zone industrielle, présente le pH le plus élevé (8,45) et une variabilité très faible (écart-type de 0,09), suggérant un environnement peu perturbé, avec une activité biologique (phytoplancton, macroalgues) susceptible d'augmenter le pH par assimilation du CO_2 au cours de la photosynthèse. De même, la station S4 (Douira), située à proximité de la station de dessalement, affiche un pH relativement élevé (8,31) et stable (écart-type = 0,08). Ce résultat peut sembler contre-intuitif, mais il pourrait refléter une régulation partielle de l'environnement marin par les rejets contrôlés de la station, à salinité et température constantes, ou une dilution rapide par les courants côtiers. En revanche, une variabilité plus marquée est observée aux stations S2 (Anza) et S6 (Aglou), avec des écarts-types de 0,29 et 0,27 respectivement. Dans le cas de S2, cette instabilité pourrait être liée aux pressions anthropiques connues dans la région d'Anza (rejets urbains, proximité de zones industrielles), contribuant à une acidification ponctuelle ou à des apports irréguliers d'eaux usées moins tamponnées. À S6, la variabilité observée pourrait s'expliquer par des conditions hydrodynamiques plus ouvertes (exposition à des masses d'eau d'origine différente) ou par la variabilité naturelle d'une zone éloignée des grandes activités humaines, influencée par des phénomènes de mélange. Enfin, la station S3 (Agadir plage), située dans une zone balnéaire urbaine, présente le pH moyen le plus faible (8,19) avec une variabilité modérée (écart-type de 0,16). Cette baisse peut être attribuée à une charge organique plus élevée, favorisant la production de CO_2 par dégradation de matière organique et donc une acidification locale. Ce constat est cohérent avec plusieurs études montrant une tendance à la diminution du pH en milieux côtiers anthropisés

- **Analyse de la salinité (g/l) :**

La salinité est un paramètre fondamental dans la caractérisation de la qualité des eaux marines, influençant la répartition des espèces, la solubilité des gaz et l'équilibre ionique du milieu. Elle

est principalement contrôlée par les apports d'eau douce, l'évaporation, les précipitations, les rejets anthropiques et les processus de mélange océanique.

Les résultats obtenus dans la zone côtière de la région d'Agadir montrent une variabilité spatiale notable de la salinité entre les six stations. Les valeurs moyennes oscillent entre 30,23 g/l (S6 - Aglou) et 34,55 g/l (S2 - Anza). Ce gradient suggère l'existence de conditions hydrologiques distinctes entre les sites nord et sud, ainsi qu'une influence différenciée des apports locaux.

La station S2 (Anza) présente la salinité moyenne la plus élevée (34,55 g/l) avec un écart-type relativement important (0,50 g/l). Cette situation pourrait résulter de la faible influence d'apports d'eau douce (absence d'embouchure, faible ruissellement) conjuguée à une évaporation intense ou à des rejets industriels riches en sels dissous. Ce résultat corrobore les observations de plusieurs études menées dans des environnements semi-fermés ou portuaires, où la salinité peut s'élever sous l'effet de rejets anthropiques.

En contraste, les stations S6 (Aglou) et S4 (Douira) affichent des valeurs moyennes plus faibles (30,23 g/l et 30,69 g/l respectivement). À S6, cette faible salinité, combinée à une variabilité très réduite (écart-type = 0,12 g/l), pourrait s'expliquer par une influence océanique directe dans un environnement peu perturbé et soumis à des courants de renouvellement importants. Concernant S4, la proximité de la station de dessalement de Douira pourrait induire une dilution locale par les rejets en saumure, lesquels peuvent parfois créer un déséquilibre temporaire dans la stratification saline en fonction des volumes rejetés et de la dynamique de mélange.

Les autres stations (S1, S3, S5) présentent des valeurs intermédiaires, comprises entre 32,34 et 34,31 g/l, avec des écarts-types modérés (0,39 à 0,47), indiquant une certaine stabilité saline malgré la fréquentation balnéaire et les activités de loisir. L'analyse des écarts-types souligne que S4 est la station la plus instable (0,75 g/l), suggérant des épisodes d'irrégularité saline, possiblement liés aux cycles de rejet de la station de dessalement ou à la variation des apports d'eau douce (infiltrations, drainage urbain temporaire). Cette instabilité mérite une attention particulière car elle peut impacter la faune marine, en particulier les espèces euryhalines ou à tolérance limitée aux variations de salinité.

- **La conductivité électrique (CE) ($\mu\text{S/cm}$) :**

La conductivité électrique (CE), exprimée en $\mu\text{S/cm}$, constitue un indicateur indirect mais fiable de la concentration en ions dissous, notamment les chlorures, les sulfates, les bicarbonates, ainsi que les cations (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}). Elle est influencée par la salinité, la température et les apports d'eau douce ou polluée. En milieu marin, la CE reflète globalement la minéralisation de l'eau et sa stabilité physico-chimique. L'analyse des données révèle une variabilité marquée

de la CE entre les stations. Les valeurs moyennes s'étendent de 44 336,67 $\mu\text{S/cm}$ à S6 (Aglou) à 50 066,67 $\mu\text{S/cm}$ à S5 (Sidi Wassay). Cette dernière valeur est la plus élevée de l'ensemble des sites, indiquant une concentration ionique importante. Cette situation peut être attribuée à une forte évaporation, une faible dilution par les eaux douces ou encore à la nature géologique du substrat sableux favorisant la rétention de sels.

La station S6 (Aglou) présente la valeur la plus basse, traduisant une probable influence océanique directe et un bon renouvellement hydrique. Ce site, relativement éloigné des centres urbains, est faiblement impacté par les activités anthropiques, ce qui se reflète également dans son faible écart-type (105,87 $\mu\text{S/cm}$), témoin d'une grande stabilité électrochimique du milieu. En revanche, les stations S1 (Cap Ghir) et surtout S2 (Anza) présentent des écarts-types élevés (334,43 et 521,62 $\mu\text{S/cm}$ respectivement). Cette forte variabilité peut être interprétée comme la conséquence d'apports irréguliers en eaux chargées (urbanisation, eaux usées, ruissellements contaminés). Le cas de S2 est particulièrement révélateur : cette station, localisée dans une zone périurbaine et soumise à une pression anthropique plus intense (rejets domestiques, surf, tourisme), présente à la fois une moyenne relativement basse (45 498 $\mu\text{S/cm}$) et une variabilité importante, ce qui peut signaler une instabilité ionique locale. La station S4 (Douira), en lien avec l'unité de dessalement, affiche une valeur moyenne intermédiaire (45 192 $\mu\text{S/cm}$) et une variabilité relativement modérée (écart-type : 201,12 $\mu\text{S/cm}$). Ce résultat peut s'expliquer par une influence contrôlée et partielle des rejets en saumure, qui peuvent altérer temporairement la conductivité, sans générer de pics extrêmes grâce à un bon brassage hydrodynamique.

Enfin, la station S3 (Agadir plage), bien que proche d'une zone urbaine, présente une moyenne élevée et stable (46 683 $\mu\text{S/cm}$; écart-type : 205,03 $\mu\text{S/cm}$), possiblement en lien avec une configuration côtière favorisant la stagnation partielle des masses d'eau ou un effet cumulatif des apports anthropiques non dilués.

- **Analyse des nitrates (NO_3^-) (mg/l) :**

Les nitrates (NO_3^-) sont des composés azotés dissous fréquemment utilisés comme indicateurs de pollution d'origine urbaine, agricole ou industrielle. Leur présence excessive dans les milieux marins peut entraîner des déséquilibres écologiques, notamment l'eutrophisation, qui favorise la prolifération d'algues au détriment de l'oxygénation des eaux. En milieu côtier, la concentration en nitrates varie selon les apports continentaux (ruissellement, rejets urbains, fertilisants), l'activité biologique et la dynamique hydrologique locale. Les résultats de la campagne de mesure montrent que les concentrations en nitrates varient de 1,14 mg/l à S6

(Aglou) à 1,82 mg/l à S5 (Sidi Wassay), avec des valeurs globalement modérées, en deçà du seuil critique généralement fixé autour de 2 mg/l pour les milieux marins sensibles.

La station S5 présente la concentration moyenne la plus élevée (1,82 mg/l). Bien que cette station soit classée comme zone de loisirs, son substrat sableux peut faciliter la percolation d'eaux enrichies en nitrates, issues d'apports continentaux ou d'activités humaines diffuses. De plus, la station S3 (Agadir plage) enregistre également une concentration importante (1,77 mg/l), probablement en lien avec l'intense activité touristique et urbaine de cette zone, connue pour ses plages très fréquentées. Le faible écart-type observé (0,03 mg/l) témoigne néanmoins d'une certaine homogénéité des apports.

En revanche, la station S6 (Aglou), plus éloignée des zones anthropisées, affiche la valeur la plus basse (1,14 mg/l) avec une faible variabilité (écart-type de 0,05 mg/l), ce qui confirme l'influence dominante d'eaux océaniques bien mélangées, pauvres en nutriments d'origine anthropique. La station S4 (Douira), à proximité immédiate de l'usine de dessalement, montre une valeur moyenne relativement basse (1,26 mg/l) mais avec l'écart-type le plus élevé (0,07 mg/l), traduisant une instabilité ponctuelle. Cette variabilité pourrait être associée à des rejets intermittents ou à des perturbations locales dans la zone de rejet de la saumure.

Quant à S1 (Cap Ghir) et S2 (Anza), les concentrations sont modérées (respectivement 1,39 et 1,42 mg/l), avec des écarts-types très faibles (0,03–0,04 mg/l), témoignant d'un environnement relativement stable mais exposé à des apports modérés en nutriments, probablement d'origine diffuse.

- **Analyse des nitrites (NO_2^-)**

Les nitrites (NO_2^-) sont des composés azotés instables issus de la nitrification de l'ammonium (NH_4^+) ou de la réduction des nitrates (NO_3^-). En milieu marin, leur présence en quantité élevée est souvent considérée comme un indicateur de pollution récente ou en cours, liée à des effluents organiques mal dégradés ou à des conditions anoxiques localisées. La faible concentration naturelle des nitrites en eaux marines en fait un excellent traceur de déséquilibres biogéochimiques. Les concentrations mesurées dans les six stations varient entre 0,23 mg/l (S1) et 0,77 mg/l (S5). Les valeurs les plus élevées sont observées à :

- S5 (Sidi Wassay) : 0,77 mg/l (max. 0,80), ce qui constitue un niveau préoccupant. Ce site, bien que classé comme zone de loisirs, présente vraisemblablement une accumulation d'azote réduit, possiblement due à des rejets organiques diffus

(ruissellements, matières fécales, eaux grises). La stabilité de la valeur (écart-type : 0,03) suggère une pollution chronique à faible débit.

- S3 (Agadir plage) : 0,59 mg/l, avec une variabilité importante (écart-type : 0,09). Cette instabilité pourrait être attribuée à l'activité urbaine et touristique intense, conjuguée à un traitement insuffisant ou irrégulier des eaux usées. La présence simultanée de nitrates élevés dans cette station confirme une possible charge organique élevée et instable.

La station S2 (Anza) présente également un niveau élevé (0,55 mg/l), ce qui corrobore sa vulnérabilité historique aux rejets domestiques et industriels, déjà documentée par plusieurs études antérieures. L'écart-type modéré (0,04) traduit une pollution modérée mais constante. À l'opposé, les stations S1 (Cap Ghir) et S6 (Aglou) présentent des concentrations basses (0,23 et 0,25 mg/l respectivement), avec une variabilité limitée, ce qui témoigne d'une bonne qualité de l'eau et d'une faible pression anthropique. Ces deux stations sont situées dans des zones à substrat rocheux ou peu fréquentées, favorisant la dilution et la minéralisation des résidus azotés. Enfin, la station S4 (Douira) montre une valeur moyenne de 0,38 mg/l, avec un écart-type très faible (0,02). Cela pourrait indiquer une pollution modérée d'origine ponctuelle, probablement influencée par les rejets régulés de la station de dessalement, sans entraîner de déséquilibre marqué.

- **Analyse des chlorures (Cl^-) :**

Les ions chlorure (Cl^-) constituent un des principaux anions présents dans les eaux marines. Leur concentration est fortement corrélée à la salinité et à la conductivité électrique, et reflète les conditions de mélange entre eaux marines, apports continentaux et rejets anthropiques. Des fluctuations anormales de la teneur en chlorures peuvent révéler une influence des effluents industriels, des stations de dessalement ou des rejets domestiques. L'analyse des résultats indique des variations significatives entre les différentes stations. Les concentrations moyennes varient de 1716,67 mg/l (S2 - Anza) à 1941,67 mg/l (S5 - Sidi Wassay). Les valeurs observées dans l'ensemble des sites sont conformes à celles généralement enregistrées en zones côtières atlantiques, mais certaines anomalies doivent être discutées.

- La station S5 (Sidi Wassay) présente la valeur moyenne la plus élevée (1941,67 mg/l). Ce résultat peut être attribué à une évaporation accrue, conjuguée à un apport limité en eau douce. Le substrat sableux et la faible dynamique hydrologique locale peuvent

favoriser l'accumulation des sels dissous, dont les chlorures. L'écart-type modéré (24,93 mg/l) reflète une certaine stabilité du milieu.

- S4 (Douira) enregistre également une concentration relativement élevée (1864,67 mg/l). Sa proximité avec la station de dessalement pourrait en partie expliquer cette teneur, les rejets de saumure étant enrichis en chlorures. L'écart-type modéré (22,5 mg/l) indique que les rejets sont probablement bien mélangés ou régulés.
- À l'inverse, S2 (Anza) affiche la concentration la plus basse (1716,67 mg/l). Cette valeur, inférieure à celles des autres stations, pourrait résulter d'un apport d'eau douce intermittent (ruissellement urbain, canalisations, etc.) ou d'un effet de dilution local. Le substrat sableux, la forte fréquentation et les rejets potentiels issus d'activités urbaines pourraient aussi expliquer cette dilution ponctuelle. L'écart-type relativement bas (23,63 mg/l) suggère toutefois une variabilité modérée.
- S6 (Aglou) présente une valeur moyenne de 1853,33 mg/l, relativement élevée mais stable (écart-type : 23,15 mg/l), caractéristique d'un milieu peu perturbé mais à salinité naturelle importante, en raison d'une faible influence continentale et d'un brassage efficace par les courants marins.
- S1 (Cap Ghir) et S3 (Agadir plage) montrent des concentrations intermédiaires (respectivement 1823,0 et 1829,33 mg/l), avec de faibles écarts-types (29,87 et 14,36 mg/l), témoignant de conditions hydrologiques relativement stables et d'une influence océanique dominante, bien que S3 soit localisée dans une zone urbaine à forte fréquentation.

- **Analyse des sulfates (SO_4^{2-})**

Les sulfates (SO_4^{2-}) représentent un ion majeur naturellement présent dans les eaux de mer, où leur concentration peut être influencée par des apports géologiques, des intrusions d'eau douce, des rejets anthropiques ou des activités industrielles. Ils jouent un rôle essentiel dans les cycles biogéochimiques, notamment via la respiration anaérobie des bactéries sulfato-réductrices.

Les concentrations mesurées varient de 2746,33 mg/l à S1 (Cap Ghir) à 3529,67 mg/l à S2 (Anza). Les moyennes les plus élevées s'observent sur les stations S2, S3, et S4, ce qui suggère une influence anthropique ou hydrogéologique locale plus marquée. S2 (Anza) affiche la valeur moyenne la plus élevée (3529,67 mg/l), bien au-dessus des autres stations. Cela peut traduire l'influence des rejets urbains ou industriels, Anza étant historiquement exposée à des effluents partiellement traités. Cette hypothèse est renforcée par un écart-type de 45,62 mg/l, signe d'une

variabilité modérée mais persistante. S3 (Agadir plage), avec 2790,33 mg/l et un écart-type de 53,90 mg/l, présente également une concentration importante, possiblement liée à l'activité touristique et aux rejets urbains diffus, avec des apports intermittents.

S4 (Douira), malgré la présence de la station de dessalement, affiche une valeur moyenne relativement élevée (2879,33 mg/l), mais avec une variabilité plus faible (écart-type de 43,50 mg/l). Les rejets de saumure, riches en sels comme les sulfates, peuvent expliquer cette concentration stable mais élevée. S5 (Sidi Wassay), bien que située dans une zone de loisirs peu urbanisée, enregistre une moyenne de 2866,67 mg/l et un écart-type élevé (56,86 mg/l), ce qui pourrait indiquer des variations naturelles accentuées par des conditions hydrodynamiques locales ou des apports terrestres temporaires. S1 (Cap Ghir) et S6 (Aglou) présentent les concentrations les plus faibles, respectivement 2746,33 mg/l et 2823,33 mg/l, ce qui témoigne d'un milieu plus stable et moins soumis à des intrusions anthropiques. En particulier, l'écart-type faible à S6 (30,55 mg/l) reflète une bonne stabilité chimique de la masse d'eau.

- **Analyse des ions magnésium (Mg^{2+})**

Les ions magnésium (Mg^{2+}) constituent, avec le calcium, l'un des principaux cations divalents présents dans l'eau de mer. Leur concentration résulte de l'équilibre entre les processus naturels (érosion des roches, apports continentaux, remontées d'eau profonde) et les perturbations anthropiques (rejets, urbanisation côtière, dessalement). La variabilité spatio-temporelle des concentrations peut fournir des indications sur la stabilité du milieu, la nature du substrat et les sources potentielles de perturbation. Les valeurs moyennes observées varient entre 1223,29 mg/l à S1 (Cap Ghir) et 1449,91 mg/l à S2 (Anza), soit un écart de plus de 220 mg/l entre les extrêmes. Les écarts-types révèlent une variabilité importante dans certaines stations, suggérant une influence potentielle de facteurs exogènes. S2 (Anza) enregistre la concentration la plus élevée (1449,91 mg/l) avec un écart-type relativement élevé (52,46 mg/l). Cette situation peut s'expliquer par la proximité d'activités urbaines et industrielles, déjà connues pour contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau dans cette zone. Les apports anthropiques (eaux usées, ruissellement) pourraient enrichir localement l'eau en ions Mg^{2+} . S3 (Agadir plage) affiche également une concentration élevée (1397,94 mg/l) accompagnée de la plus forte variabilité (écart-type : 59,33 mg/l). Cette plage urbaine, soumise à une forte fréquentation touristique et à des rejets côtiers potentiels, pourrait être exposée à des apports irréguliers de magnésium, en lien avec les flux anthropiques ou des intrusions d'eau douce.

S4 (Douira), où se situe la station de dessalement, présente une concentration intermédiaire (1410,69 mg/l) avec un écart-type plus faible (20,18 mg/l), traduisant une meilleure stabilité. Cela pourrait indiquer une régulation des rejets ou un brassage efficace, bien que la présence de la saumure rejetée puisse expliquer une élévation des concentrations par rapport à un site témoin. S5 (Sidi Wassay), bien que située en zone de loisirs sans urbanisation importante, présente une moyenne modérée (1336,19 mg/l) mais une variabilité marquée (écart-type : 54,23 mg/l). Cette instabilité pourrait résulter de variations hydrodynamiques naturelles ou d'évènements locaux non contrôlés (ex. ruissellements, apports souterrains). S6 (Aglou) montre une concentration de 1371,20 mg/l avec un écart-type faible (19,40 mg/l). La stabilité du signal et la localisation éloignée de sources urbaines ou industrielles soutiennent l'idée d'un milieu peu perturbé, caractérisé par une dynamique côtière stable et un substrat sableux homogène. Enfin, S1 (Cap Ghir), localisée sur un substrat rocheux exposé, affiche la valeur moyenne la plus faible (1223,29 mg/l). L'absence d'influence anthropique et la forte dynamique hydrologique de la zone (courants, houle) expliquent probablement cette concentration modérée et relativement stable (écart-type : 30,18 mg/l).

- **Analyse statistique de la turbidité :**

La turbidité constitue un paramètre fondamental pour évaluer la qualité des eaux marines, car elle renseigne sur la quantité de particules en suspension dans la colonne d'eau, qu'elles soient d'origine naturelle (sédiments, phytoplancton) ou anthropique (déversements, ruissellements urbains). Les résultats obtenus montrent des valeurs moyennes comprises entre 0,90 NTU (S1 et S6) et 1,80 NTU (S2), avec des écarts-types globalement faibles, traduisant une stabilité relative dans la majorité des stations. La station S2 (Anza) se distingue nettement par la valeur la plus élevée de turbidité (1,80 NTU), probablement liée aux rejets urbains ou industriels que cette zone reçoit de manière continue. La faible variabilité (écart-type de 0,04) appuie l'hypothèse d'une pollution chronique. À l'inverse, les stations S1 (Cap Ghir) et S6 (Aglou) enregistrent les plus faibles niveaux de turbidité (0,90 NTU), reflétant des environnements marins peu perturbés, à forte dynamique hydrologique, et éloignés des sources de pollution. Leur substrat naturel et rocheux, couplé à l'absence d'influence anthropique directe, explique cette bonne qualité de l'eau.

La station S3 (Agadir plage), bien que plus éloignée de sources industrielles directes, présente une turbidité intermédiaire (1,19 NTU) mais avec une variabilité notable (écart-type de 0,09). Cette instabilité peut s'expliquer par la fréquentation touristique intense, les courants côtiers ou encore des apports intermittents de matières en suspension. S4 (Douira), où se situe la station

de dessalement, affiche une turbidité modérée (1,31 NTU) mais très stable (écart-type de 0,03), suggérant un contrôle efficace des rejets et une dispersion rapide dans le milieu environnant. Enfin, S5 (Sidi Wassay), localisée en zone de loisirs, montre une turbidité modérée (1,24 NTU) avec une stabilité similaire, ce qui pourrait indiquer des apports d'origine naturelle dans un contexte de faible anthropisation. Ces résultats confirment que la turbidité est un indicateur sensible à la nature des activités littorales, au type de substrat, ainsi qu'à la dynamique océanographique locale. Ils permettent également de différencier clairement les stations soumises à des pressions anthropiques continues (S2, S3) de celles bénéficiant d'un bon état écologique (S1, S6).

- **Alcalinité totale (meq/L)**

L'alcalinité totale, indicateur de la capacité tampon de l'eau de mer face aux variations de pH, varie significativement entre les différentes stations d'échantillonnage. Les valeurs moyennes observées s'échelonnent entre 1,83 meq/L (S3) et 2,77 meq/L (S4), avec des écarts-types faibles, témoignant d'une stabilité globale du paramètre dans le temps au sein de chaque site. La station S4 (Douira), située à proximité d'une station de dessalement, présente la valeur d'alcalinité la plus élevée (2,77 meq/L). Ce résultat peut être interprété comme la conséquence d'une accumulation de composés alcalins liés aux rejets de saumure ou à une modification de la chimie locale de l'eau. Ce constat est corroboré par un écart-type modéré (0,14), révélant une certaine variabilité probablement liée aux cycles de fonctionnement de l'infrastructure. La station S2 (Anza) affiche également une alcalinité importante (2,75 meq/L), avec une variabilité faible (écart-type de 0,07), ce qui pourrait être dû aux apports anthropiques chroniques, notamment issus de rejets urbains.

En revanche, la station S3 (Agadir plage) se distingue par une alcalinité plus faible (1,83 meq/L), ce qui pourrait s'expliquer par une plus grande dilution liée à l'agitation hydrodynamique et à l'influence des courants, ou encore par une moindre contribution des apports riches en carbonates. La stabilité est maintenue avec un écart-type de 0,08. Les stations S5 (Sidi Wassay) et S6 (Aglou) présentent des valeurs intermédiaires (2,43 et 2,40 meq/L respectivement), ce qui suggère une relative homogénéité de la composition carbonatée de l'eau dans ces zones à faible perturbation humaine. La station S1 (Cap Ghir), bien que rocheuse et dynamique, montre une valeur modérée d'alcalinité (2,02 meq/L), probablement influencée par des échanges constants avec le large et une faible accumulation de substances dissoutes. Son écart-type (0,12) est légèrement supérieur à la moyenne, ce qui pourrait refléter des variations naturelles influencées par la houle et les marées.

Ces résultats indiquent une variabilité spatiale de l'alcalinité liée à la nature des activités anthropiques, aux rejets, mais aussi aux caractéristiques hydrologiques et géologiques locales. Les valeurs plus élevées observées à proximité des rejets anthropiques (S2, S4) pourraient ainsi être interprétées comme des signes d'un déséquilibre carbonaté ou d'un effet tampon renforcé par des apports chimiques externes.

- **La dureté totale (mg/L)**

La dureté totale, qui reflète principalement la concentration des ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}), constitue un indicateur essentiel de la minéralisation de l'eau de mer. Les valeurs enregistrées dans les six stations varient modérément, allant de 125,56 mg/L (S6) à 138,93 mg/L (S2), traduisant une variabilité spatiale relative dans la composition ionique des eaux échantillonnées. Les stations S1 (Cap Ghir) et S2 (Anza) présentent les valeurs de dureté les plus élevées (138,66 et 138,93 mg/L respectivement), ce qui pourrait être lié à la nature géologique du substrat rocheux (S1) et à l'apport potentiel en éléments minéralisants d'origine anthropique (S2), notamment via les rejets urbains ou industriels. Malgré ces valeurs élevées, l'écart-type y reste modéré (2,14 pour S1 et 1,78 pour S2), ce qui suggère une stabilité relative du paramètre dans le temps.

À l'inverse, les stations S5 (Sidi Wassay) et S6 (Aglou), toutes deux à substrat sableux et faiblement anthropisées, enregistrent les plus faibles niveaux de dureté (respectivement 126,02 et 125,56 mg/L), avec une variabilité réduite (écarts-types de 1,30 et 1,06). Ces résultats pourraient s'expliquer par la dilution progressive des minéraux et l'absence d'apports anthropiques significatifs dans ces zones plus isolées et moins fréquentées.

Les stations S3 (Agadir plage) et S4 (Douira) affichent des valeurs intermédiaires (autour de 131 mg/L), témoignant d'un équilibre entre l'influence des activités humaines (notamment touristiques pour S3, et industrielles pour S4) et les caractéristiques naturelles du milieu. Légèrement plus élevée à S4 (131,66 mg/L), la dureté pourrait ici refléter un impact indirect de l'activité de dessalement, bien que l'écart-type (1,89) reste modéré.

Globalement, la faible amplitude des valeurs et la stabilité observée sur l'ensemble des stations montrent que la dureté totale est un paramètre relativement constant, peu sujet à de fortes fluctuations saisonnières ou ponctuelles. Toutefois, les légères différences enregistrées suggèrent une influence conjointe des facteurs naturels (substrat, circulation des masses d'eau) et anthropiques (rejets, urbanisation littorale) sur la distribution spatiale de la minéralisation marine.

- **Concentrations en calcium (Ca^{2+})**

Le calcium dissous (Ca^{2+}), élément majeur de la dureté de l'eau de mer, joue un rôle fondamental dans les équilibres biogéochimiques marins, notamment dans les processus de calcification des organismes. Les concentrations moyennes relevées au sein des six stations s'inscrivent dans une plage relativement étroite, oscillant entre 532,33 mg/L (S6) et 579,33 mg/L (S2), traduisant une certaine homogénéité chimique du milieu, bien que quelques contrastes significatifs puissent être observés.

La concentration la plus élevée est enregistrée à la station S2 (Anza), avec une moyenne de 579,33 mg/L et un écart-type relativement faible (11,59), ce qui suggère des apports continus et homogènes. Cette élévation pourrait s'expliquer par l'influence des rejets urbains ou industriels récurrents, typiques de cette zone urbanisée, entraînant une augmentation de la charge en ions calcium dans l'environnement marin.

Les stations S1 (Cap Ghir) et S3 (Agadir plage) présentent des concentrations similaires (544,33 et 544 mg/L), avec des écarts-types modérés (20,53 et 9,64 respectivement), indiquant une stabilité du paramètre dans le temps malgré des dynamiques hydrologiques différentes. S1, caractérisée par un substrat rocheux et une forte agitation, pourrait bénéficier d'un renouvellement constant de l'eau favorisant la dispersion des apports, tandis que S3, plus fréquentée et à substrat sableux, pourrait être influencée par les activités humaines locales.

Les stations S4 (Douira), S5 (Sidi Wassay) et S6 (Aglou), toutes situées en dehors des zones urbanisées denses, affichent les plus faibles concentrations en calcium (537 ; 533 ; 532,33 mg/L), ce qui corrobore leur situation géographique moins exposée aux rejets anthropiques directs. Notamment, S6 se distingue par une faible variabilité (écart-type de 11,15), traduisant un milieu relativement stable et peu perturbé.

En somme, la distribution spatiale des ions Ca^{2+} semble fortement liée au degré d'anthropisation des sites. Les stations soumises à des pressions humaines importantes (S2, S3) tendent à présenter des valeurs plus élevées que celles des zones plus isolées. Ces résultats soulignent l'importance d'une surveillance continue de ces ions, non seulement pour évaluer la qualité chimique de l'eau, mais également pour anticiper d'éventuels impacts sur les organismes marins calcifiants, sensibles aux variations en calcium et aux déséquilibres ioniques.

IV.2 Statistique descriptive des Métaux lourds

Tableau 25 : Statistiques descriptives des concentrations en métaux lourds (Cd, Hg, Pb, Zn, Fe) de l'eau de mer.

Paramètres		S1	S2	S3	S4	S5	S6
Cadmium (Cd)	moyenne	19,67	9,67	22,33	28,67	67,33	37,67
	écart-type	2,08	1,53	1,53	1,53	3,06	2,08
	min	18	8	21	27	64	36
	max	22	11	24	30	70	40
Mercure (Hg)	moyenne	440	384	47	346	52	22
	écart-type	5	15,72	3,61	9,17	4	2,65
	min	435	367	44	338	48	19
	max	445	398	51	356	56	24
Plomb (Pb)	moyenne	31,67	20	35,33	27,67	81	37
	écart-type	2,52	3,61	3,06	1,53	2,65	2
	min	29	17	32	26	79	35
	max	34	24	38	29	84	39
Zinc (Zn)	moyenne	96,67	72,33	37	62	1485,33	197,67
	écart-type	1,53	3,06	2,65	3	16,8	12,66
	min	95	69	34	59	1467	184
	max	98	75	39	65	1500	209
Fer (Fe)	moyenne	498	690,67	650	404,33	984,33	603,33
	écart-type	12,77	12,1	2	9,29	12,1	7,57
	min	487	677	648	398	975	598
	max	512	700	652	415	998	612

L'analyse statistique descriptive met en évidence des disparités notables dans les concentrations des métaux lourds selon les stations. Les stations situées à proximité d'activités anthropiques marquées, telles que S2 et S4, présentent les concentrations moyennes les plus élevées pour la majorité des métaux, accompagnées d'écarts-types importants traduisant une variabilité significative des apports. À l'inverse, les stations S1 et S6 affichent des niveaux plus faibles et relativement stables, suggérant une influence anthropique limitée. Ces résultats reflètent l'impact différencié des rejets urbains, industriels ou agricoles sur la qualité des eaux côtières dans la région étudiée.

IV.3 Corrélation et Analyse statistique univariée et multivariée (ANOVA et MANOVA) des paramètres physicochimiques

Une matrice de corrélation de Pearson des paramètres physicochimiques analysés a été utilisée pour déterminer la relation entre ces paramètres et eux (Tableau 25).

Tableau 26 : Matrice de corrélation de Pearson pour les paramètres physico-chimiques dans les échantillons d'eau prélevés le long de la côte d'Agadir, Maroc

	<i>T°</i>	<i>pH</i>	<i>Sal</i>	<i>EC</i>	<i>NO3</i>	<i>NO2</i>	<i>SO4</i>	<i>Cl</i>
<i>T°</i>	1							
<i>pH</i>	0,208	1						
<i>Sal</i>	0,678	0,204	1					
<i>EC</i>	0,496	0,937**	0,331	1				
<i>NO3</i>	0,849*	0,619	0,71	0,828*	1			
<i>NO2</i>	0,768	0,635	0,345	0,781	0,773	1		
<i>SO4</i>	0,415	0,875*	0,07	0,924**	0,672	0,845*	1	
<i>Cl</i>	0,639	0,306	-0,039	0,547	0,56	0,669	0,579	1

* La corrélation est significative au niveau 0,05 (bilatéral).

** La corrélation est significative au niveau 0,01 (bilatéral).

(T°: Temperature, Sal: Salinity, EC: Electrical Conductivity, NO3: Nitrates, NO2: Nitrites, SO4: Sulfates, Cl: Chlores)

D'après les données du tableau 3, la température présente une corrélation positive significative avec le NO3 ($r = 0,849$, $P < 0,05$). Ceci suggère que lorsque la température de l'eau de mer augmente, la concentration de nitrate tend également à augmenter. En revanche, la salinité et les ions chlores n'ont aucune corrélation avec les paramètres physicochimiques de l'eau de mer. Cela signifie que les changements dans les niveaux de salinité et de chlore n'ont pas d'impact significatif sur les paramètres mesurés dans cet ensemble de données. En outre, le pH est en étroite corrélation avec la conductivité électrique (CE) ($r = 0,937$, $P < 0,01$) et le sulfate ($r = 0,875$, $P < 0,05$). Cela indique que les changements de pH sont associés à des changements correspondants de la conductivité électrique et des niveaux de sulfate dans l'eau de mer. Cependant, il existe une corrélation significative entre l'EC et les ions de sulfate ($r = 0,924$, $P < 0,01$) et de nitrate ($r = 0,828$, $P < 0,05$). Cela suggère que des niveaux plus élevés de conductivité électrique sont associés à des concentrations accrues de sulfate et de nitrate dans l'eau de mer. Enfin, une corrélation significative a été obtenue entre les ions sulfate et le nitrite ($r = 0,845$, $P < 0,05$). Nos résultats ont révélé que les valeurs des paramètres physicochimiques ne sont pas tellement affectées par le mode d'échantillonnage de l'eau de mer.

Pour établir un lien entre les différents facteurs physicochimiques et évaluer l'impact des activités humaines sur la qualité des eaux côtières d'Agadir, nous avons utilisé une approche statistique appelée Analyse en Composantes Principales (ACP) (**Figure 59**). Cette méthode largement utilisée a été appliquée pour analyser tous les paramètres mesurés tout au long de notre période d'étude, aidant ainsi à l'interprétation des données hydro-chimiques.

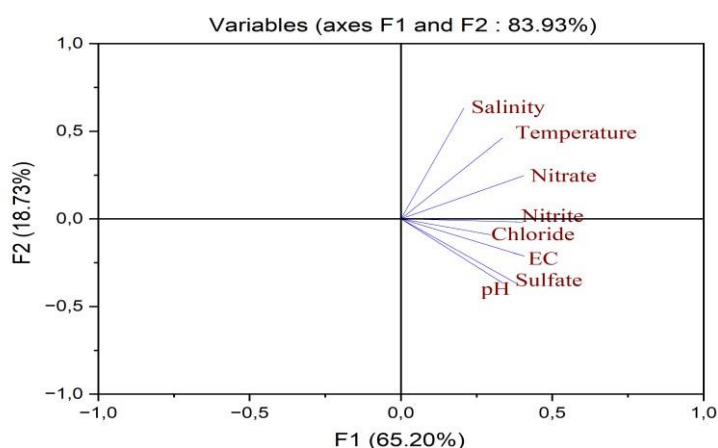


Figure 59 : Diagramme des composantes principales dans l'espace tourné (ACP)

L'ACP a produit deux facteurs (**tableau 26 et figure 60**) qui expliquent 83,93 % de la variance totale. Le premier facteur explique 65,20 % de la variance totale. F1 a montré une corrélation positive avec tous les paramètres. Le deuxième facteur F2, qui représente 18,73 % de la variance totale, est corrélé positivement avec la salinité, la température et le nitrate (0,631, 0,462 et 0,247, respectivement) et négativement avec le pH, l'EC, le nitrite, le sulfate et le chlore.

➤ Analyse statistique univariée des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer

Tableau 27 : Résultats de l'ANOVA univariée appliquée aux paramètres physico-chimiques selon les stations d'échantillonnage

Paramètre	F-value	p-value
Turbidité (NTU)	1006.163	2.43×10^{-47}
Sulfate (mg/l)	648.043	8.20×10^{-39}
Conductivité électrique (CE) ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	432.388	1.12×10^{-38}
Nitrates (mg/l)	374.924	3.17×10^{-37}
Alcalinité totale (meq/L)	180.019	7.12×10^{-30}
Nitrites (mg/l)	137.169	3.26×10^{-27}
Chlores (mg/l)	118.942	7.74×10^{-26}
Salinité (g/l)	93.247	1.59×10^{-23}
Dureté totale	64.526	3.88×10^{-20}
Mg^{2+} (mg/l)	24.520	3.61×10^{-14}
Température ($^{\circ}\text{C}$)	20.563	6.46×10^{-13}
Ca^{2+} (mg/l)	18.387	6.90×10^{-10}
pH	10.665	6.27×10^{-7}

L'analyse de variance univariée (ANOVA) a été appliquée à l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés dans les six stations étudiées, afin d'évaluer l'impact spatial sur la qualité des eaux marines. Les résultats présentés dans le tableau 27 indiquent que tous les paramètres présentent des différences significatives entre les stations ($p\text{-value} < 0,001$), ce qui révèle une hétérogénéité spatiale marquée. Les F-values très élevées associées à la turbidité (1006,16), aux sulfates (648,04), à la conductivité électrique (432,39) et aux nitrates (374,92) suggèrent que ces paramètres sont les plus sensibles aux variations environnementales liées à la localisation géographique. Ces différences peuvent être interprétées comme le reflet de l'influence potentielle des rejets anthropiques, de la dynamique hydrologique locale, ou encore des apports continentaux variables selon les stations. Des valeurs élevées de turbidité, de sels dissous et de nutriments sont souvent associées à une altération de la qualité de l'eau et peuvent constituer des indicateurs pertinents de perturbations anthropiques ou naturelles.

Ces résultats confirment la pertinence d'un traitement multivarié complémentaire (MANOVA, ACP) pour explorer de manière intégrée les interactions entre les différents paramètres et identifier les gradients environnementaux majeurs affectant la zone d'étude.

➤ **Analyse multivariée (MANOVA) des paramètres physico-chimiques entre les stations de prélèvement**

Tableau 28 : Résultats des tests multivariés (Wilks, Pillai, Hotelling, Roy) issus de l'analyse MANOVA appliquée aux données environnementales

Statistique	Wilks' lambda	Pillai's trace	Hotelling–Lawley trace	Roy's greatest root
Value	6.50×10^{-15}	4.88	1.92×10^5	1.89×10^5
Num DF	65	65	65	13
Den DF	174.073	200.0	109.245	40
F Value	2687.549	129.287	102430.942	581659.181
Pr > F	2.68×10^{-233}	4.66×10^{-134}	1.39×10^{-238}	3.31×10^{-101}

Une analyse multivariée de la variance (MANOVA) a été réalisée afin d'examiner l'effet global de la station de prélèvement sur l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés.

Les résultats, présentés dans le tableau X, montrent que les quatre tests multivariés classiques Wilks' lambda, Pillai's trace, Hotelling–Lawley trace et Roy's greatest root indiquent tous une différence statistiquement hautement significative entre les groupes (stations), comme en témoignent les valeurs de $p < 0,000$ ($p < 10^{-100}$).

- Le test de **Wilks** donne une valeur de $\lambda=6.50 \times 10^{-15}$ avec un **F = 2687.549**, confirmant un effet très significatif des stations sur la variabilité globale.
- Le test de Pillai ($V = 4.88$, $F = 129.287$) confirme la robustesse de cette séparation.
- Les valeurs extrêmes observées pour Hotelling–Lawley et Roy's root ($F > 100\,000$) suggèrent une forte discrimination multivariée entre les groupes.

Ces résultats démontrent que la station de prélèvement exerce un effet significatif sur l'ensemble des paramètres mesurés. Cela reflète des conditions environnementales distinctes selon les localisations étudiées, possiblement influencées par des facteurs naturels (hydrodynamisme, salinité, apports terrigènes) et/ou anthropiques (rejets, activités côtières, urbanisation).

IV.4 Corrélation et Analyse statistique univariée et multivariée (ANOVA et MANOVA) des métaux lourds

Les corrélations entre les métaux lourds sont présentées dans le **tableau 26**. Le Zn a montré des corrélations positives avec le Cd et le Fe ($r = 0,907$, $P < 0,05$), ($r = 0,839$, $P < 0,05$) respectivement. Ils ont probablement la même origine et sont influencés par les mêmes facteurs et processus. En outre, il existe une corrélation positive entre le Fe et le Cd ($r = 0,626$, $P < 0,05$).

En outre, les résultats ont également montré une corrélation modérée entre le mercure (Hg) et le plomb (Pb) ($r = 0,577$, $P < 0,05$). Les principales origines des métaux lourds dans les sols,

résultant des activités humaines sont le dépôt de particules atmosphériques, l'érosion des matériaux de construction et les émissions associées à la circulation dans les zones urbaines.

Tableau 26 : Coefficients de corrélation de Pearson entre les métaux lourds analysés dans l'eau de mer le long de la côte d'Agadir, Maroc.

	Cd	Hg	Pb	Zn	Fe
Cd	1				
Hg	-0,612	1			
Pb	-0,653	0,577	1		
Zn	0,907*	-0,447	-0,561	1	
Fe	0,626	-0,513	-0,583	0,839*	1

Les nombres en gras représentent des scores de facteur plus élevés

* Corrélation significative à 0.05

Le tableau 27 illustre les corrélations entre les paramètres physico-chimiques et les métaux lourds. Les résultats révèlent que le Cd, le Zn et le Fe présentent une corrélation positive significative avec le pH, la conductivité électrique, le nitrite, le nitrate et le sulfate. Ceci suggère que ces paramètres environnementaux affectent les concentrations de métaux lourds dans l'eau de mer. Les résultats montrent également que tous les métaux étudiés ne présentent pas de corrélation significative avec la salinité, le chlore et la température, à l'exception du Fe avec la température.

Tableau 27: Coefficients de corrélation de Pearson des métaux et des propriétés de l'eau dans l'eau de mer le long de la côte d'Agadir, Maroc

	Température	pH	Salinité	EC	Nitrate	Nitrite	Sulfate	Chlore
Cd	0,016	0,697	-0,380	0,687	0,300	0,527	0,865*	0,460
Hg	-0,288	-0,083	0,153	-0,277	-0,327	-0,319	-0,450	-0,401
Pb	0,217	-0,219	0,388	-0,131	0,124	-0,233	-0,441	0,148
Zn	0,251	0,890*	-0,011	0,881*	0,562	0,748	0,980**	0,427
Fe	0,515	0,696	0,383	0,760	0,708	0,801	0,834*	0,242

* La corrélation est significative au seuil de 0,05.

** La corrélation est significative au seuil de 0,01

➤ Analyse statistique univariée des métaux lourds de l'eau de mer

Résultats de l'analyse de variance univariée (ANOVA) appliquée aux concentrations en métaux lourds dans les stations d'échantillonnage

Paramètre	F-value	p-value
Cadmium (Cd)	913.333	4.736×10^{-15}
Mercure (Hg)	18970.883	6.006×10^{-23}
Plomb (Pb)	1558.500	1.934×10^{-16}
Zinc (Zn)	166328.333	1.323×10^{-28}
Fer (Fe)	8196.552	9.221×10^{-21}

Une analyse statistique univariée (ANOVA) a été réalisée sur les concentrations en cinq métaux lourds (Cd, Hg, Pb, Zn, Fe) afin d'évaluer la variabilité spatiale entre les différentes stations de prélèvement. Les résultats du ANOVA montrent que tous les paramètres présentent des différences statistiquement hautement significatives entre les stations ($p\text{-value} < 0,001$). Les F-values très élevées observées pour le zinc ($F = 166\,328,333$), le mercure ($F = 18\,970,883$) et le fer ($F = 8\,196,552$) traduisent une forte hétérogénéité spatiale des concentrations.

Ces écarts significatifs pourraient être attribués à des sources de pollution localisées (rejets industriels, urbains ou agricoles), à des facteurs hydrodynamiques influençant la dispersion des contaminants, ou encore à des différences dans les apports sédimentaires et la géomorphologie locale.

➤ Analyse multivariée (MANOVA) des métaux lourds de l'eau de mer

Résultats du test MANOVA appliqué aux concentrations en métaux lourds (Cd, Hg, Pb, Zn, Fe) selon les stations d'échantillonnage

Statistique	Wilks' lambda	Pillai's trace	Hotelling-Lawley	Roy's greatest root
Value	2.19×10^{-16}	4.72	2.63×10^5	2.12×10^5
Num DF	25	25	25	5
Den DF	31.2	60	12.1	12
F Value	2.05×10^4	41.1	7.57×10^4	5.09×10^5
Pr > F	2.54×10^{-59}	5.72×10^{-29}	5.20×10^{-28}	1.62×10^{-31}

Le test MANOVA a été réalisé pour évaluer l'effet combiné de la station de prélèvement sur l'ensemble des concentrations en métaux lourds (Cd, Hg, Pb, Zn, Fe).

Les résultats présentés dans le tableau X indiquent une influence hautement significative du facteur spatial (station) sur la distribution multivariée des métaux. Le test de Wilks' lambda présente une valeur extrêmement faible ($\lambda = 2.187 \times 10^{-16}$) accompagnée d'un $F = 20514.575$ et d'une $p\text{-value} < 10^{-59}$, ce qui confirme une séparation nette entre les groupes. Les tests complémentaires (Pillai's trace, Hotelling-Lawley, Roy's root) corroborent cette tendance, avec des valeurs de F supérieures à 50 000 et des p-values proches de zéro, traduisant une forte structuration spatiale des données.

Ces résultats confirment l'existence de différences très marquées dans les concentrations en métaux lourds entre les différentes stations, ce qui peut s'expliquer par la proximité de sources de pollution localisées, des variations dans la dynamique hydrosédimentaire ou des contrastes géochimiques naturels.

V. Etude statistique de la qualité des sédiments

V.1 Analyse des Corrélations Entre les Métaux Lourds et Origines de Contamination

La **Figure 61** présente les coefficients de corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux lourds (Zn, Pb, Cd, Hg et Cu) dans les sédiments de la zone d'étude. Ces coefficients, variant de -1 à 1, permettent d'évaluer la force et la direction des relations entre les différentes paires de métaux, offrant ainsi une meilleure compréhension des interactions potentielles et des sources de contamination. Les résultats révèlent des corrélations significatives et positives entre le zinc (Zn), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le mercure (Hg), avec des coefficients compris entre 0,85 et 0,95. Ces relations fortes suggèrent une origine commune pour ces métaux, probablement liée à des activités anthropiques telles que les rejets industriels, les effluents agricoles ou urbains, ou encore à des processus géologiques naturels tels que l'altération des roches [259]. Ces métaux semblent partager des mécanismes similaires de transport et d'accumulation dans les sédiments. En revanche, le cuivre (Cu) présente des corrélations plus faibles avec les autres métaux, notamment avec le zinc (0,49) et le plomb (0,63). Cette observation pourrait indiquer une origine différente ou des mécanismes de mobilisation distincts pour le cuivre, influencés par des facteurs environnementaux ou anthropiques spécifiques [195]. Ces résultats soulignent l'existence d'un groupe de métaux (Zn, Pb, Cd et Hg) fortement corrélé, renforçant l'hypothèse d'une co-contamination issue d'une source commune [142]. Cependant, la position marginale du cuivre, bien qu'il conserve une certaine pertinence dans l'analyse globale de la contamination, nécessite une investigation plus approfondie pour identifier ses sources spécifiques. L'analyse des corrélations entre les métaux lourds constitue un outil essentiel pour comprendre les mécanismes de dispersion, les interactions entre les éléments, ainsi que leurs sources potentielles dans les sédiments. Cette approche est indispensable pour évaluer les impacts environnementaux et concevoir des stratégies efficaces de gestion et de remédiation.

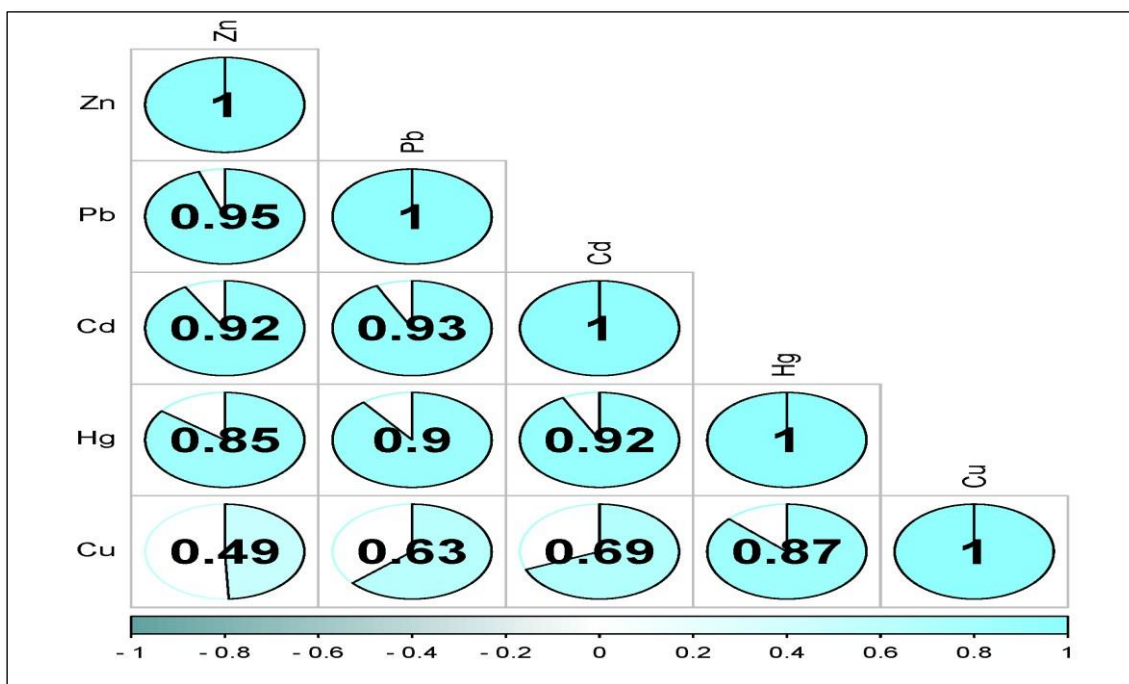


Figure 60: Corrélations entre les métaux lourds dans les sédiments, selon les coefficients de Pearson

V.2 Analyse en Composantes Principales des Métaux Lourds

L'analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée aux concentrations des métaux lourds (Fe, Zn, Pb, Cd, Hg, Cu) dans les sédiments de la zone d'étude. Cette méthode permet de réduire la dimensionnalité des données tout en conservant un maximum d'information et de visualiser les relations entre les variables (métaux) et les échantillons.

La **Figure 62** présente les deux premières composantes principales (PC1 et PC2), qui expliquent respectivement **86,2 %** et **10,5 %** de la variance totale, soit un cumul de **96,68 %**. Cela montre que ces deux composantes capturent la majeure partie de la variabilité des données. Les scores (points rouges) représentent les échantillons projetés dans le plan formé par PC1 et PC2, tandis que l'ellipse de confiance à **95 %** entoure ces points, indiquant une faible dispersion et une homogénéité relative des données. Les flèches bleues (loadings) représentent les contributions des variables (métaux) aux composantes principales. PC1 est fortement influencée par **Cd, Pb, Zn et Hg**, ainsi que dans une moindre mesure par **Cu et Fe**, ce qui suggère une origine commune pour ces métaux, probablement liée à des activités anthropiques telles que les rejets industriels ou urbains [259]. PC2, en revanche, est principalement influencée par **Cu et Fe**, indiquant des comportements géochimiques distincts ou des sources spécifiques pour ces éléments.

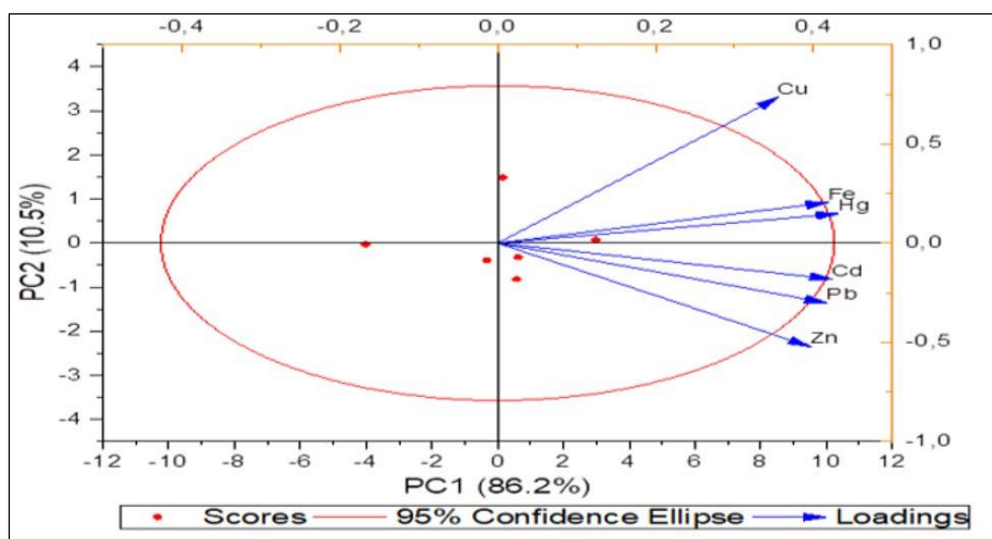


Figure 62: Projection des métaux lourds sur le plan des composantes principales (PC1-PC2)

Le **tableau 28** détaille les coefficients des variables pour les deux composantes principales (PC1 et PC2), ainsi que les valeurs propres, la variance expliquée et la variance cumulée. PC1, qui explique **86,2 %** de la variance totale, est dominée par des coefficients positifs élevés pour **Cd, Pb, Zn** et **Hg** (entre 0,39 et 0,42), soulignant leur contribution significative. Ces métaux pourraient partager une origine commune, probablement anthropique. PC2, qui explique **10,5 %** de la variance, est principalement influencée par **Cu** (0,35) et **Fe** (0,2), suggérant des origines ou des processus différents. Les résultats mettent en évidence deux groupes principaux de métaux :

- **Groupe 1 (PC1)**, comprenant **Cd, Pb, Zn** et **Hg**, qui sont fortement corrélés et probablement issus de sources communes, telles que les activités industrielles, agricoles ou urbaines [256].
- **Groupe 2 (PC2)**, composé de **Cu** et **Fe**, qui montrent des comportements distincts, probablement en raison d'origines naturelles ou d'apports spécifiques [259].

Tableau 28: Analyse en composantes principales des concentrations de métaux lourds dans les sédiments : contributions des variables et statistiques associées

Métal	PC1	PC2
Fe (Fer)	0,41	0,2
Zn (Zinc)	0,39	-0,52
Pb (Plomb)	0,41	-0,3
Cd (Cadmium)	0,42	-0,18
Hg (Mercure)	0,43	0,14
Cu (Cuivre)	0,35	0,73
Valeur propre	5,17	0,62
Variance (%)	86,20%	10,50%
Variance cumulée (%)	86,20%	96,68%

L'ACP met en évidence les interactions et les relations entre les métaux lourds dans les sédiments, offrant une meilleure compréhension de leurs dynamiques et de leurs sources potentielles.

VI. Conclusion

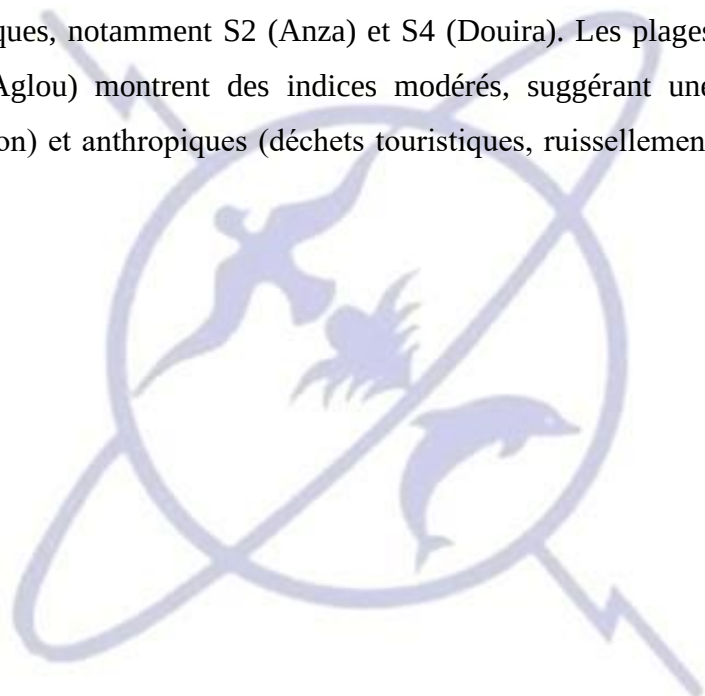
Ce chapitre a examiné les concentrations en métaux lourds (Cd, Hg, Pb, Zn et Fe) dans les eaux et les sédiments marins de six stations situées le long de la côte d'Agadir : S1 (Cap Ghir), S2 (Plage d'Anza), S3 (Plage d'Agadir Founty), S4 (Station de dessalement Douira), S5 (Sidi Wassay), et S6 (Plage d'Aglou). Les résultats révèlent des variations significatives, influencées par les activités anthropiques, industrielles et les spécificités locales de chaque station.

Les concentrations en métaux lourds mesurées dans les eaux de surface restent globalement conformes aux limites établies par la FAO (2006). Cependant, des concentrations élevées ont été enregistrées à la station S2 (Plage d'Anza), notamment pour le zinc (1500 µg/l) et le plomb (85 µg/l), traduisant une forte influence des rejets industriels. Ces valeurs sont liées à des activités telles que la galvanisation, la fabrication de peintures et de batteries, ainsi qu'à l'utilisation d'anodes sacrificielles. Les plages touristiques S1 (Cap Ghir) et S6 (Plage d'Aglou), bien que relativement éloignées des zones industrielles, affichent des concentrations modérées, influencées par le ruissellement urbain, les activités nautiques et les apports

anthropiques liés au tourisme. La station S4 (Station de dessalement Douira) présente des concentrations modérées de zinc (40 µg/l) et de plomb (30 µg/l). Ces niveaux reflètent l'impact des rejets de saumures issus du dessalement, enrichis en sels et en traces de métaux lourds. Ces effluents, bien que respectant les normes, peuvent affecter la qualité des écosystèmes marins environnants.

Les sédiments analysés montrent des niveaux de contamination variables selon les stations. Les concentrations suivent l'ordre décroissant suivant : $Zn > Fe > Pb > Cu > Cd > Hg$, avec des valeurs globalement inférieures aux seuils critiques des lignes directrices PEL (Probable Effect Level). La station S2 (Plage d'Anza) affiche les concentrations les plus élevées en zinc (104 µg/g), plomb (65 µg/g), cuivre (66 µg/g) et cadmium (1,8 µg/g), confirmant l'influence des activités industrielles locales. La station S4 (Douira), quant à elle, montre des niveaux notables de zinc (91 µg/g), plomb (45 µg/g) et cadmium (1,55 µg/g), suggérant une contribution des rejets de saumures enrichies, avec un potentiel d'accumulation progressive dans les sédiments environnants.

Les indices environnementaux, tels que le facteur d'enrichissement (EF), l'indice géochimique (Igeo) et l'indice de charge polluante (PLI), confirment une pollution modérée à élever pour les stations proches des sources anthropiques, notamment S2 (Anza) et S4 (Douira). Les plages touristiques S1 (Cap Ghir) et S6 (Aglou) montrent des indices modérés, suggérant une combinaison d'apports naturels (érosion) et anthropiques (déchets touristiques, ruissellement urbain).



Conclusion générale

Le dessalement de l'eau de mer constitue une solution sérieuse face au manque d'eau et au stress hydrique, non seulement au Maroc, mais également à l'échelle mondiale. Grâce à sa géographie favorable et à ses façades maritimes ouvertes sur l'océan Atlantique et la mer Méditerranée, le Maroc a su intégrer cette technologie, avec un intérêt croissant pour les techniques d'osmose inverse, reconnues pour leur efficacité et leur moindre empreinte environnementale. Cette approche place le Maroc parmi les pays privilégiés pour adopter le dessalement en réponse aux défis hydriques, tout en limitant ses impacts environnementaux.

La demande croissante en eau douce, particulièrement dans les régions arides et semi-arides comme la région d'Agadir. Face à cette problématique, le dessalement de l'eau de mer s'est imposé comme une solution incontournable pour répondre aux besoins domestiques, agricoles et industriels. Cette technologie, bien que bénéfique sur le plan socio-économique, engendre néanmoins des impacts environnementaux significatifs, notamment sur les écosystèmes marins, qu'il est crucial d'évaluer et de maîtriser.

L'analyse des paramètres physico-chimiques et des métaux lourds réalisée dans plusieurs stations littorales de la région d'Agadir, et plus particulièrement à la station de Douira, a mis en lumière des perturbations notables. Les rejets de saumures, souvent enrichies en sels et en produits chimiques (métaux lourds, résidus de coagulants, flocculants et agents antisalissure), représentent les principales préoccupations environnementales. Toutefois, ces impacts restent généralement confinés à la proximité immédiate des points de rejet. Les caractéristiques océanographiques locales, telles que la courantologie et le pouvoir diluant de l'océan, jouent un rôle crucial dans l'atténuation de ces effets, qui s'estompent rapidement au-delà des zones d'effluents. Les résultats obtenus montrent que les concentrations en métaux lourds dans les eaux de mer et les sédiments des sites étudiés restent en dessous des normes internationales, notamment les seuils PEL et FAO (2006). À la station de Douira, bien que les concentrations en métaux lourds soient modérées, certains éléments comme le mercure, le cadmium et le fer nécessitent une attention particulière en raison de leur potentiel de bioaccumulation et d'effets toxiques à long terme. De manière générale, les niveaux mesurés révèlent une influence anthropique liée aux rejets de saumure, qui, bien que contrôlés, doivent être surveillés pour éviter tout impact cumulatif.

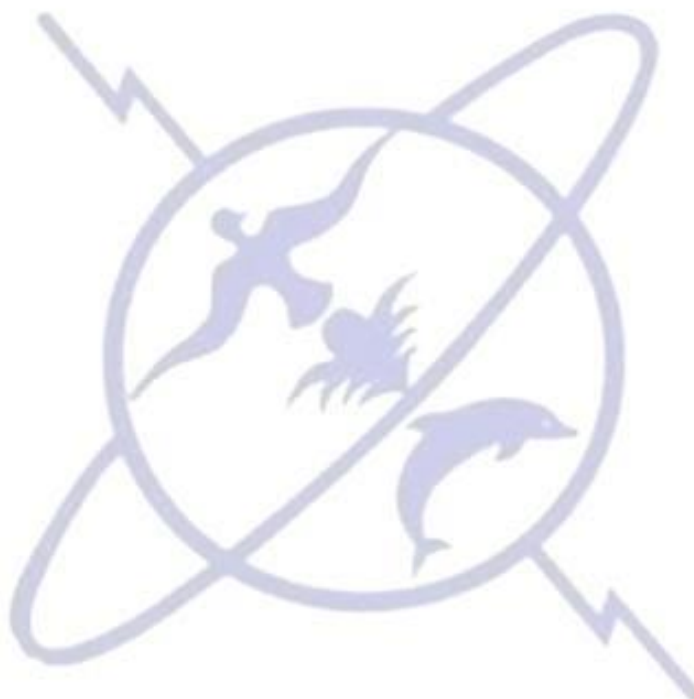
L'exemple de la station de dessalement de Chtouka Ait Baha, inaugurée en 2022, illustre également que les impacts sur le milieu marin, en termes d'augmentation de la salinité, de température, se limitent aux zones proches des rejets. Ces perturbations diminuent significativement avec la distance grâce à l'effet de dilution de l'océan. Ce constat confirme que le Maroc bénéficie d'un avantage unique grâce à ses mers ouvertes, qui permettent de réduire les impacts environnementaux, contrairement à d'autres régions du monde où les projets de dessalement sont situés dans des bassins fermés. Cependant, malgré ces avantages, une vigilance accrue reste nécessaire pour assurer la durabilité des projets de dessalement au Maroc. En effet, les rejets hypersalins et les métaux lourds, même à des niveaux inférieurs aux normes, peuvent avoir des répercussions cumulatives sur les écosystèmes marins, notamment sur les organismes benthiques sensibles.

Afin de minimiser les impacts environnementaux des projets de dessalement et de garantir une gestion durable des écosystèmes marins, plusieurs recommandations stratégiques peuvent être formulées pour accompagner et encadrer ces installations :

- **Surveillance environnementale continue** : Mettre en place un programme de suivi périodique des métaux lourds dans les eaux de mer et les sédiments, notamment autour des zones proches des installations de dessalement, afin de détecter toute augmentation des concentrations.
- **Optimisation des rejets** : Adopter des technologies avancées permettant de traiter les rejets avant leur déversement en mer, réduisant ainsi les concentrations de métaux lourds et les effets écotoxicologiques.
- **Études à long terme** : Réaliser des recherches approfondies sur les effets cumulés des rejets hypersalins et des métaux lourds sur les écosystèmes marins, en tenant compte des interactions entre les contaminants et les conditions environnementales locales.
- **Promotion des énergies renouvelables** : Encourager l'intégration des énergies renouvelables, telles que le solaire et l'éolien, dans les installations de dessalement, afin de réduire leur empreinte carbone et de limiter les impacts indirects sur l'environnement.
- **Collaboration intersectorielle** : Renforcer la coopération entre les chercheurs, les gestionnaires de stations de dessalement et les autorités locales pour développer des stratégies de gestion durable des ressources marines et côtières.

- **Plans de gestion environnementale** : Intégrer des plans robustes de gestion environnementale dans tous les projets de dessalement, avec des objectifs clairs de durabilité et un accompagnement tout au long du cycle de vie des installations.

Cette étude confirme que les concentrations en métaux lourds dans les eaux et les sédiments autour de la station de dessalement et des autres sites étudiés respectent les normes internationales. Toutefois, pour garantir une durabilité à long terme et prévenir tout impact cumulatif, une gestion proactive et une surveillance environnementale rigoureuse restent essentielles. Ces efforts permettront de préserver les écosystèmes marins tout en soutenant le développement de solutions innovantes et durables pour répondre aux défis hydriques de la région et du pays.



Références :

- [1] M. ZENASNI, « Stress hydrique et l'impératif de la résilience: Cas des pays du Maghreb », *Geopolitics and Geostrategic Intelligence*, vol. 4, n° 4, p. 30-44, 2024.
- [2] M. E. Yousry et F. Hamdi, « La Pénurie d'Eau au Maroc : Entre Gestion et Répartition », *International Journal of Economics and Management Sciences*, vol. 3, n° 1, Art. n° 1, avr. 2024, Consulté le: 9 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://ijemsjournal.com/index.php/home/article/view/32>
- [3] P.-L. Mayaux et S. Fernandez, « Blinded like a state: Water scarcity and the quantification dilemma in Morocco », *Geoforum*, vol. 155, p. 104093, 2024.
- [4] A. A. Salami et O. R. Babatunde, « Environmental challenges, the impacts of climate change in North Africa region: a review », *Natural resources deterioration in MENA region: land degradation, soil erosion, and desertification*, p. 281-294, 2024.
- [5] Y. Laalaoui, N. Elassaoui, et O. Ouahine, « Balancing urban growth and the sustainability of groundwater and agricultural land: Case of the berrechid-settat area », in *E3S Web of Conferences*, EDP Sciences, 2024, p. 04012.
- [6] Z. Zein Taleb et al., « Prendre soin de la nappe : quelles possibilités et quelles prédispositions des collectifs d'agriculteurs des oasis de Todgha Ferkla (Maroc) à installer des dispositifs de recharge de la nappe ? », *Alternatives Rurales*, 2024, doi: 10.60569/hsoas-a4.
- [7] J. Mabrouki, A. El Yadini, I. Bencheikh, K. Azoulay, A. Moufti, et S. El Hajjaji, « Hydrogeological and hydrochemical study of underground waters of the tablecloth in the vicinity of the controlled city dump mohammedia (Morocco) », in *Advanced Intelligent Systems for Sustainable Development (AI2SD'2018) Vol 3: Advanced Intelligent Systems Applied to Environment*, Springer, 2019, p. 22-33.
- [8] A. Benali, A. Abdelilah, et A. Rahima, « Le stress hydrique et son impact sur la gestion et le développement territorial du centre d'Ighoud », *Revue Paysages géographiques*, vol. 1, n° 7, Art. n° 7, oct. 2024, Consulté le: 9 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://journals.imist.ma/index.php/RPG/article/view/2319>
- [9] S. Dfouf, A. Faïdi, et Z. Lakhyar, « Analyse et prévision du stress hydrique au Maroc Une approche modélisatrice avec le modèle ARIMA », *International Journal of Economics and Management Sciences*, vol. 3, n° 1, Art. n° 1, avr. 2024, Consulté le: 9 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://ijemsjournal.com/index.php/home/article/view/34>
- [10] L. Zouhair, B. Zakaria, A. Khalid, et B. Mohammed, « L'impact de la consommation de l'eau domestique sur le niveau du stress hydrique au Maroc », *African Scientific Journal*, vol. 3, n° 24, p. 178-178, juin 2024, doi: 10.5281/zenodo.12165660.
- [11] K. Maaras, « Pénurie d'eau dans le Souss », in *Maroc : justice climatique, urgences sociales*, En toutes lettres, 2021, p. 49-59. doi: 10.3917/etl.houda.2021.01.0049.
- [12] I. Lekouch, « Production d'eau potable par condensation passive de l'humidité atmosphérique (rosée) », phdthesis, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI ; Université Ibn Zohr, Agadir, 2010. Consulté le: 9 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://pastel.hal.science/pastel-00547593>
- [13] H. E. Belkasmî et R. Boutti, « Evaluation du Business Model de la station de dessalement d'eau de mer d'Agadir, Maroc », *International Journal of Accounting, Finance, Auditing, Management and Economics*, vol. 4, n° 6-2, Art. n° 6-2, déc. 2023, doi: 10.5281/zenodo.10436979.
- [14] C. Assia et M. Mohamed, « L'eau dans la région de Souss Massa ; ressources, gestion et défis », *Revue Paysages géographiques*, vol. 1, n° 7, Art. n° 7, oct. 2024, Consulté le: 9 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://journals.imist.ma/index.php/RPG/article/view/2323>
- [15] M. Schiavon, C. Perrin-Ganier, et J. Portal, « La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine », *Agronomie*, vol. 15, n° 3-4, p. 157-170, 1995, Consulté le: 9 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.science/hal-00885678>
- [16] M. Gafsi, A. Kettab, S. Benmamar, et S. Benziada, « « CAS D'UNE POLLUTION : L'EUTROPHISATION DANS LES COURS D'EAU » », p. 9, 2008.

- [17] M. G. Hayo et G. Van der Werf, « évaluer l'impact des pesticides sur l'environnement », *INRA, station d'Agronomie*, p. 18, 1997.
- [18] Q.-T. Zheng, S.-J. Feng, S.-J. Wu, X.-L. Zhang, et H.-X. Chen, « Modeling of multifield coupling interactions in an aerobic landfill based on the finite volume method », *Computers and Geotechnics*, vol. 146, p. 104704, juin 2022, doi: 10.1016/j.compgeo.2022.104704.
- [19] A. Rassam, A. Chaouch, et B. Bourkhiss, « Performances de la dégradation de la matière organique par lagunage aéré dans la station d'épuration des eaux usées de la ville d'Oujda (Maroc oriental) », *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, vol. 81, p. 12, 2012.
- [20] K. Gautam *et al.*, « A review on control and abatement of soil pollution by heavy metals: Emphasis on artificial intelligence in recovery of contaminated soil », *Environmental Research*, p. 115592, 2023.
- [21] H. E. Azhari *et al.*, « Assessment of Surface Water Quality Using the Water Quality Index (IWQ), Multivariate Statistical Analysis (MSA) and Geographic Information System (GIS) in Oued Laou Mediterranean Watershed, Morocco », *Water*, vol. 15, n° 1, Art. n° 1, janv. 2023, doi: 10.3390/w15010130.
- [22] A. Verma et D. Saksena, « Assessment of Water quality and Pollution Status of Kalpi (Morar) River, Gwalior, Madhya Pradesh: with special reference to Conservation and Management plan ».
- [23] F. Laurent, « Agriculture et pollution de l'eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales », thesis, Université du Maine, 2012. Consulté le: 9 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.hal.science/tel-00773259>
- [24] A. Elazzaoui, « Etude de l'impact de l'installation d'une station de dessalement de l'eau de mer dans la baie d'Agadir sur l'écosystème récepteur. », oct. 2017, Consulté le: 9 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://otrohatitest.imist.ma/handle/123456789/56899>
- [25] H. Brives, « Mettre en technique : conseillers agricoles et pollution de l'eau en Bretagne », *Strates. Matériaux pour la recherche en sciences sociales*, n° 11, Art. n° 11, janv. 2004, doi: 10.4000/strates.440.
- [26] L. Elmahni, L. Bouhouch, et A. Moudden, « Gestion intelligente d'une station de pompage photovoltaïque située dans la région d'Agadir [Smart management of a photovoltaic pumping station located in the Agadir region] ».
- [27] « dossier-pollution-de-l-air-et-de-l-eau-mars-2014.pdf ». Consulté le: 9 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.ihest.fr/wp-content/uploads/2020/02/dossier-pollution-de-l-air-et-de-l-eau-mars-2014.pdf>
- [28] A. Chaouay, R. Okhrib, M. Hilali, L. Bazzi, A. Chahid, et F. Khiri, « Contribution à l'étude de l'analyse physico-chimique et de la contamination métallique de l'eau de mer du littoral d'Agadir (Sud du Maroc). (Contribution to the study of physico-chemical analysis and metal contamination of coastal Agadir seawater.) (South Morocco) », 2016.
- [29] R. Mimouni, A. A. Alla, E. M. Anajjar, C. Finance, et A. Moukrim, « Impact du rejet des eaux usées sur la qualité microbiologique des plages de la baie d'agadir (Maroc) », *Journal européen d'hydrologie*, vol. 33, n° 1, Art. n° 1, 2002, doi: 10.1051/water/20023301115.
- [30] A. Laouina, « REGION D'AGADIR (MAROC) ».
- [31] N. E. Harrak, F. Elazhar, S. Belhamidi, M. Elazhar, J. Touir, et A. Elmidaoui, « Comparaison des performances des deux procédés membranaires: la Nanofiltration et de l'Osmose inverse dans le Dessalement des eaux saumâtres (Performances comparison of two membranes processes: Nanofiltration and Reverse Osmosis in brackish water Desalination) », 2015.
- [32] A. Abdessattar, « Etat de déminéralisation des eaux souterraines au Sahara septentrional (Algérie) et possibilité de réutilisation des eaux de rejet des ces stations », Thesis, 2024. Consulté le: 10 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/37254>
- [33] L. Sara et L. Nacera, « Dessalement de l'eau de Mer et les Énergies Renouvelables », *Journal of Advanced Research in Science and Technology*, vol. Vol 2, No 2 (2015), p. 271-279., janv. 2015.

- [34] M. Taabni et M.-D. E. Jihad, « Eau et changement climatique au Maghreb : quelles stratégies d'adaptation ? », *Les Cahiers d'Outre-Mer*, vol. 260, n° 4, p. 493-518, 2012, doi: 10.4000/com.6718.
- [35] M. Quintal-Marineau, « Gouvernance territoriale et développement durable des communautés rurales dans la vallée du Ziz au Maroc ».
- [36] L. Croitoru et M. Sarraf, « Le Coût de La dégradation de L'environnement au maroc ».
- [37] H. Allam et A. Mellah, « ETUDE ÉCONOMIQUE ET IMPACT ECOLOGIQUE DE LA STATION DE DESSALEMENT DE HONAÏNE(W.TLEMCEN) », oct. 2016, Consulté le: 10 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/11729>
- [38] S. Alex, « Forward osmosis or when reverse osmosis changes direction (L'osmose directe ou quand l'osmose inverse change de sens) », *Chimiste*, vol. 31, p. 11-16, janv. 2017.
- [39] S. Alex, « L'osmose directe et l'osmose inverse: techniques ennemies ou complémentaires », déc. 2018.
- [40] W. Jantaporn, « Technologies membranaires innovantes pour la réutilisation des eaux », phdthesis, Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2016. Consulté le: 11 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.hal.science/tel-01686282>
- [41] M. Michaud, « Contacteur membranaire innovant pour la cristallisation : application aux systèmes de type diffusion / réaction », phdthesis, Université de Lyon, 2019. Consulté le: 11 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.hal.science/tel-02520497>
- [42] P. Jacob, « Détection et compréhension des mécanismes de mouillage en distillation membranaire sous vide appliquée au dessalement d'eau de mer. », These de doctorat, Toulouse, INSA, 2018. Consulté le: 11 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.fr/2018ISAT0036>
- [43] R. Meddour, M. Amine, A. laaref, et maiga souleymane, *La valorisation des eaux usée après traitement*. 2020. doi: 10.13140/RG.2.2.18773.04321.
- [44] D. Azdem, J. Mabrouki, A. Moufti, S. El hajjaji, et A. Fatni, « Assessment of heavy metal contamination in seawater in Agadir coastline, Morocco », *Desalination and Water Treatment*, vol. 317, 2024, doi: 10.1016/j.dwt.2024.100129.
- [45] « Étude_Dessalement-INRH-2023.pdf ». Consulté le: 10 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: https://www.inrh.ma/upload/%C3%89tude_Dessalement-INRH-2023.pdf
- [46] N. Fayse, T. Hartani, A. Frija, I. Tazekrit, C. Zairi, et A. Challouf, « Usage agricole des eaux souterraines et initiatives de gestion au Maghreb : Défis et opportunités pour un usage durable des aquifères », *Note Economique de la BAD*, p. 1-24, nov. 2011, Consulté le: 10 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.science/hal-00728890>
- [47] P. L. Mayaux, « AUTEURS : Nicolas Condom, Dr. (Ecofilae), Rémi Declecq (Ecofilae) ».
- [48] W. Yahyaoui et H. elrahmane Chibani, « Etude de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau potable », Thesis, 2024. Consulté le: 11 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-temouchent.edu.dz/handle/123456789/4941>
- [49] L. Bouazza, H. R. Khalladi, et S. Boussalem, « L'autopsie des membranes d'osmose inverse relève (SWC5-MAX) (Prélevée de l'unité de dessalement de chatt –el-hillal Beni Saf) », Thesis, 2024. Consulté le: 11 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-temouchent.edu.dz/handle/123456789/5055>
- [50] V. Kamboj, N. Kamboj, et A. Bisht, « An overview of water quality indices as promising tools for assessing the quality of water resources », 2020, p. 188-214. doi: 10.26832/aesa-2020-aepm-013.
- [51] F. Z. Bounouara, I. Hessaine, M. Sahraoui, et K. Bouchenak, « Etude et synthèse de membrane cellulosique dopée pour la dépollution de l'eau », Thesis, 2024. Consulté le: 11 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-temouchent.edu.dz/handle/123456789/4700>
- [52] M. Kumar et A. Puri, « A review of permissible limits of drinking water », *Indian J Occup Environ Med*, vol. 16, n° 1, Art. n° 1, 2012, doi: 10.4103/0019-5278.99696.

- [53] M. Lagnika, M. Ibikounle, J. C. Montcho, V. D. Wotto, et N. G. Sakiti, « Caractéristiques physico-chimiques de l'eau des puits dans la commune de Pobè (Bénin, Afrique de l'ouest) », *Journal of Applied Biosciences*, vol. 79, p. 6887-6895, 2014.
- [54] L. Ferdaous, B. Mohammed, B. Nouzha, L. Hamid, et L. Abrerrahim, « ETUDE DE LA QUALITE PHYSICOCHIMIQUE ET DE LA CONTAMINATION METALLIQUE DES EAUX DE SURFACE DU BASSIN VERSANT DE BEHT (MAROC) », 2015.
- [55] M. Weng, X. Zhang, P. Li, H. Liu, Q. Liu, et Y. Wang, « Exploring the Impact of Land Use Scales on Water Quality Based on the Random Forest Model: A Case Study of the Shaying River Basin, China », *Water*, vol. 16, n° 3, Art. n° 3, janv. 2024, doi: 10.3390/w16030420.
- [56] Z. Bouzidi, N. Faysse, I. Mekki, I. Ferchichi, E. Hassenforder, et J.-D. Rinaudo, « Gestion durable des ressources en eau souterraine au Maroc et en Tunisie : quels apports de quelques expériences fonctionnelles pour réfléchir à des solutions locales ? », nov. 2023, doi: 10.60569/9-a8.
- [57] L. Ali, I.-A. Girba, A. Pruiu, et D. Marasescu, « ABOUT THE MAINTENANCE OF THE HEAT FLOW EXCHANGERS FROM ENERGETICALLY NAVAL SYSTEMS. | EBSCOhost ». Consulté le: 11 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://openurl.ebsco.com/contentitem/doi:10.21279%2F1454-864X-16-I1-023?sid=ebsco:plink:crawler&id=ebsco:doi:10.21279%2F1454-864X-16-I1-023>
- [58] D. Kar, P. Sur, S. K. Mandai, T. Saha, et R. K. Kole, « Assessment of heavy metal pollution in surface water », *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 5, n° 1, Art. n° 1, déc. 2008, doi: 10.1007/BF03326004.
- [59] Y. Ouyang, « Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis », *Water Research*, vol. 39, n° 12, Art. n° 12, juill. 2005, doi: 10.1016/j.watres.2005.04.024.
- [60] F. Rafiq *et al.*, « First assessment of domestic and industrial effluents impact on intertidal zone of Safi coastline (west of Morocco): physicochemical characteristics and metallic trace contamination », *Desalination and Water Treatment*, vol. 245, p. 167-177, janv. 2022, doi: 10.5004/dwt.2022.27974.
- [61] K. Del Vecchio et P.-L. Mayaux, « Gouverner les eaux souterraines au Maroc. L'État en aménageur libéral », *Gouvernement et action publique*, vol. VOL. 6, n° 1, Art. n° 1, 2017, doi: 10.3917/gap.171.0107.
- [62] G. Li, S. Park, D.-W. Kang, R. Krajmalnik-Brown, et B. E. Rittmann, « 2, 4, 5-Trichlorophenol degradation using a novel TiO₂-coated biofilm carrier: roles of adsorption, photocatalysis, and biodegradation », *Environmental science & technology*, vol. 45, n° 19, Art. n° 19, 2011.
- [63] P. Foladori, S. Petrini, et G. Andreottola, « Evolution of real municipal wastewater treatment in photobioreactors and microalgae-bacteria consortia using real-time parameters », *Chemical Engineering Journal*, vol. 345, p. 507-516, août 2018, doi: 10.1016/j.cej.2018.03.178.
- [64] F. Almomani, S. Judd, R. R. Bhosale, M. Shurair, K. Aljaml, et M. Khraisheh, « Intergraded wastewater treatment and carbon bio-fixation from flue gases using *Spirulina platensis* and mixed algal culture », *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 124, p. 240-250, avr. 2019, doi: 10.1016/j.psep.2019.02.009.
- [65] A. D. Kshirsagar, « BIOREMEDIATION OF WASTEWATER BY USING MICROALGAE: AN EXPERIMENTAL STUDY », *Pharm. Res.*, 2013.
- [66] K. Verma, P. K. Kumar, S. V. Krishna, et V. Himabindu, « Phycoremediation of Sewage-Contaminated Lake Water Using Microalgae-Bacteria Co-Culture », *Water Air Soil Pollut*, vol. 231, n° 6, Art. n° 6, juin 2020, doi: 10.1007/s11270-020-04652-5.
- [67] P. Kumar Singh, R. Bhattacharjya, A. Saxena, B. Mishra, et A. Tiwari, « Utilization of wastewater as nutrient media and biomass valorization in marine Chrysophytes- *Chaetoceros* and *Isochrysis* », *Energy Conversion and Management: X*, vol. 10, p. 100062, juin 2021, doi: 10.1016/j.ecmx.2020.100062.
- [68] A. Hassan, A. Pariatamby, I. C. Ossai, et F. S. Hamid, « Bioaugmentation assisted mycoremediation of heavy metal and/metalloid landfill contaminated soil using consortia of

- filamentous fungi », *Biochemical Engineering Journal*, vol. 157, p. 107550, avr. 2020, doi: 10.1016/j.bej.2020.107550.
- [69] H. Rajhi et A. Bardi, « Chapter 4 - Phytoremediation of endocrine disrupting pollutants in industrial wastewater », in *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, I. Haq, A. Kalamdhad, et A. Pandey, Éd., Elsevier, 2023, p. 55-84. doi: 10.1016/B978-0-323-91902-9.00002-X.
- [70] V. Göhre et U. Paszkowski, « Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation », *Planta*, vol. 223, n° 6, Art. n° 6, mai 2006, doi: 10.1007/s00425-006-0225-0.
- [71] H. E. Garcia *et al.*, « World Ocean Atlas 2023, Volume 4: Dissolved Inorganic Nutrients (Phosphate, Nitrate, and Silicate) », Consulté le: 12 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/60602>
- [72] D. Mani et C. Kumar, « Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation », *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 11, n° 3, Art. n° 3, avr. 2014, doi: 10.1007/s13762-013-0299-8.
- [73] F. Z. Aries, A. Mellit, H. Labiad, et O. E. Benhamada, « Adptation des microalgues aux métaux: techniques de culture et procédés de bioremédiation », Université de Jijel, 2020.
- [74] E. J. Olguín et G. Sánchez-Galván, « Heavy metal removal in phytofiltration and phycoremediation: the need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation », *New Biotechnology*, vol. 30, n° 1, Art. n° 1, nov. 2012, doi: 10.1016/j.nbt.2012.05.020.
- [75] T. Burns, *How to Reduce COD in Water | bioprocessH2O*. Bioprocessh2o, 2021.
- [76] O. US EPA, « Aquatic Life Criteria - Ammonia ». Consulté le: 15 août 2023. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-ammonia>
- [77] D. A. Hutchins et D. G. Capone, « The marine nitrogen cycle: new developments and global change », *Nat Rev Microbiol*, vol. 20, n° 7, p. 401-414, juill. 2022, doi: 10.1038/s41579-022-00687-z.
- [78] M. T. Nguyen *et al.*, « Removal of Nutrients and COD in Wastewater from Vietnamese Piggery Farm by the Culture of *Chlorella vulgaris* in a Pilot-Scaled Membrane Photobioreactor », *Water*, vol. 14, n° 22, Art. n° 22, janv. 2022, doi: 10.3390/w14223645.
- [79] H. Bennour, « Analyse de la qualité de l'eau de mer – Station Tafsout – Wilaya de Tlemcen », Thesis, university of Tlemcen, 2024. Consulté le: 12 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace1.univ-tlemcen.dz/handle/112/23164>
- [80] M. Mammam Chaouch, R. Merioui, A. (Directeur de thèse) Benachour, et M. (Directeur de thèse) Aklil, « Etude et dimensionnement d'une installation de dessalement de l'eau de mer », Thesis, 2023. Consulté le: 12 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.ensta.edu.dz/jspui/handle/123456789/228>
- [81] N. Seddiki, « Analyse du procédé de dessalement de l'eau de mer et de la qualité physico-chimique de l'eau desalinisée de la station de dessalement de Tizirt », Université Mouloud Mammeri, 2023. Consulté le: 12 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://dspace.ummtto.dz/handle/ummtto/24546>
- [82] P. J. Tréguer *et al.*, « Reviews and syntheses: The biogeochemical cycle of silicon in the modern ocean », *Biogeosciences*, vol. 18, n° 4, p. 1269-1289, févr. 2021, doi: 10.5194/bg-18-1269-2021.
- [83] N. Sylvestre, « Thèse présentée au Département de chimie en vue ».
- [84] R. Zhang, « Temporal and spatial dynamics of trace metal acquisition by prokaryotic communities in the Southern Ocean », These de doctorat, Sorbonne université, 2024. Consulté le: 16 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.fr/2024SORUS136>
- [85] G. Aloisi, « Les océans au bord de la crise d'asthme », *La Météorologie*, n° 125, p. 019, mai 2024, doi: 10.37053/lameteorologie-2024-0032.
- [86] S. Allard, « Comprendre l'écosystème hivernal des zones portuaires subarctiques : le microbiome et les diatomées de la baie de Sept-Îles (Québec, Canada) », 2024, Consulté le: 16 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hdl.handle.net/20.500.11794/148784>

- [87] A. Flamand, « Caractérisation et devenir de la matière organique dissoute issue du dégel du pergélisol côtier (mer de Beaufort, TNO, Canada) », masters, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 2023. Consulté le: 17 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://semaphore.uqar.ca/id/eprint/2626/>
- [88] M. Masson *et al.*, « Protocoles d'échantillonnage et d'analyses classiques et innovantes des échantillons de source et de mélange pour la caractérisation biogéochimique des eaux de surface », report, INRAE - RiverLy ; IGE – Institut des Géosciences de l'Environnement ; LEM - UMR 5557, 2024. Consulté le: 16 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.inrae.fr/hal-04734487>
- [89] E. Terzić, M. Zabłocka, A. N. Loginova, K. Borzycka, et P. Kowalczyk, « Estimation of net accumulation and removal of fluorescent dissolved organic matter in different Baltic Sea water masses », *Front. Mar. Sci.*, vol. 11, juin 2024, doi: 10.3389/fmars.2024.1379604.
- [90] Y. Kroeker et F. A. Université de Liège > Master océano., « Mémoire », août 2024, Consulté le: 16 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/21006>
- [91] B. Zahia, « Ecosystème microbiens impact-santé-environnement », nov. 2024, Consulté le: 16 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-usto.dz/handle/123456789/639>
- [92] L. Barré, F. Diaz, T. Wagener, et C. Pinazo, « Évaluer l'Impact de la métropole Aix-Marseille sur l'Acidification de la baie de Marseille et les conséquences sur les microorganismes marins, approche par Modélisation (IAMM) », Institut Méditerranéen d'Océanologie (M.I.O), sept. 2024. Consulté le: 17 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.science/hal-04707322>
- [93] S. Annane, « Étude de la dynamique de production des particules exopolymériques transparentes (TEP) par les assemblages microbiens et impacts des facteurs environnementaux », phd, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 2024. Consulté le: 17 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://semaphore.uqar.ca/id/eprint/3070/>
- [94] B. Diakhate, « Evaluations des facteurs physico-chimiques et bioécologiques (Facteurs abiotiques et biotiques aquatiques) dans les océans : Dans le plateau continental sénégalais », 29 octobre 2024, *Social Science Research Network, Rochester, NY*: 5003047. doi: 10.2139/ssrn.5003047.
- [95] C. Lønborg *et al.*, « A global database of dissolved organic matter (DOM) concentration measurements in coastal waters (CoastDOM v1) », *Earth System Science Data*, vol. 16, n° 2, p. 1107-1119, févr. 2024, doi: 10.5194/essd-16-1107-2024.
- [96] A. Sournia, « Quelques nouvelles données sur le phytoplancton marin et la production primaire à Tuléar (Madagascar) », *Hydrobiologia*, vol. 31, n° 3, p. 545-560, juill. 1968, doi: 10.1007/BF00134453.
- [97] N. Neaud-Masson, « Observation et dénombrement du phytoplancton marin par microscopie optique photonique - Spécifications techniques et méthodologiques appliquées au REPHY. Document de méthode. », oct. 2015, Consulté le: 17 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://archimer.ifremer.fr/doc/00292/40293/>
- [98] L. Barbedo de Freitas, « Dynamique du phytoplancton dans le système de la Baie d'Hudson : une perspective par capteur satellitaire de la couleur de l'océan / Phytoplankton dynamics in the Hudson Bay System : an ocean color satellite perspective », phd, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 2023. Consulté le: 17 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://semaphore.uqar.ca/id/eprint/2802/>
- [99] M. Ferrieux, « Adaptation à la température et à la limitation en fer chez un représentant majeur du phytoplancton marin, la picocyanobactérie *Synechococcus* », phdthesis, Sorbonne Université, 2022. doi: 10/document.
- [100] H. Deng *et al.*, « Classification of suspended particles in seawater using an in situ polarized light scattering prototype », *Limnology and Oceanography: Methods*, vol. 21, n° 12, p. 775-789, 2023, doi: 10.1002/lom3.10580.
- [101] S. Stachowski-Haberkorn, « Méthodes d'évaluation de l'impact de pesticides sur le phytoplancton marin et le naissain d'huître creuse », Université de Bretagne Occidentale, 2008. Consulté le: 17 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://archimer.ifremer.fr/doc/00088/19879/>

- [102] A. Simou, A. Mrabet, B. Abdelfattah, O. Bougrine, M. Khaddor, et N. Allali, « Distribution, ecological, and health risk assessment of trace elements in the surface seawater along the littoral of Tangier Bay (Southwestern Mediterranean Sea) », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 202, p. 116362, mai 2024, doi: 10.1016/j.marpolbul.2024.116362.
- [103] J.-N. Salomon, « Le dessalement de l'eau de mer est-il une voie d'avenir? », *Revista de Geografia e Ordenamento do Território*, vol. 1, n° 1, Art. n° 1, juin 2012, doi: 10.17127/5.
- [104] K. Ahmed, B. Mohamed, et U. S. Dahleb, « DESSALEMENT D'EAU DE MER : OPTION INCONTOURNABLE ».
- [105] « dessalement-Boye-09.pdf ». Consulté le: 12 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: https://ecolo.org/documents/documents_in_french/dessalement-Boye-09.pdf
- [106] D. Azdem, J. Mabrouki, A. Moufti, S. El hajjaji, et A. Fatni, « Assessment of heavy metal contamination in seawater in Agadir coastline, Morocco », *Desalination and Water Treatment*, vol. 317, p. 100129, janv. 2024, doi: 10.1016/j.dwt.2024.100129.
- [107] B. Barry *et al.*, « Evolution des stratégies d'aménagement hydro-agricole des sols salés en Basse Casamance ».
- [108] A. Rich, « Dessalement de l'eau de mer par congélation sur parois froides : aspect thermodynamique et influence des conditions opératoires », phdthesis, Université Claude Bernard - Lyon I ; Université Mohammed V-Agdal (Rabat, Maroc ; 1993-2014), 2011. Consulté le: 13 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.hal.science/tel-00958034>
- [109] H. Boutaoui et H. (Encadreur) Bensabra, « Etude de la substitution d'un inhibiteur commercial utilisé pour la protection anticorrosion de l'installation de dessalement par distillation au niveau de la centrale électrique d'Achouat. », Thesis, Université de Jijel, 2023. Consulté le: 13 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-jijel.dz:8080/xmlui/handle/123456789/13693>
- [110] souhila épse N. Berrazouane, « Contribution à l'élaboration d'un procédé de traitement et de dessalement des eaux ».
- [111] World Bank, *Obtenir le meilleur parti des ressources rares: Une meilleure gouvernance pour une meilleure gestion de l'eau au Moyen-Orient et en Afrique du Nord*. The World Bank, 2007. doi: 10.1596/978-0-8213-7094-0.
- [112] H. Boyé, « Eau, énergie, dessalement et changement climatique en Méditerranée ».
- [113] F. Belhaj *et al.*, « BULLETIN D'INFORMATION ÉCONOMIQUE DE LA RÉGION MENA ».
- [114] M. Ammitouche, « Empreinte de Carbone des Stations de Dessalement en Algérie », *Journal de l'Economie Circulaire Et Développement Durable*, 2022, Consulté le: 13 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://jecdd.org/index.php/jecdd/article/view/19>
- [115] T. Tahri, A. Bettahar, et M. Douani, « Dessalement de l'eau de mer par l'énergie solaire en vue de l'irrigation d'une serre agricole ».
- [116] A. Kateb, *Les économies arabes en mouvement: Un nouveau modèle de développement pour la région MENA*. De Boeck Supérieur, 2019.
- [117] A. Bissonnette, « UTILISATION DE NANOMEMBRANES POUR LE DESSALEMENT DE L'EAU ET COMPARAISON AVEC L'OSMOSE INVERSE ET LA DISTILLATION ».
- [118] « Désalinisation ». Consulté le: 14 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://climate-adapt.eea.europa.eu/fr/metadata/adaptation-options/desalinisation>
- [119] S. Belkadi et A. E. Haloui, « Enjeux du dessalement de l'eau dans le Sahara Marocain Contraintes et perspectives de développement de la région de Dakhla-Oued Eddahab », *Revue Française d'Economie et de Gestion*, vol. 5, n° 10, Art. n° 10, oct. 2024, Consulté le: 13 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.revuefreg.fr/index.php/home/article/view/1799>
- [120] D. S. Palacios, « Enjeux géopolitiques d'un aménagement hydraulique : le transfert d'eau Tage-Segura en Espagne », *Hérodote*, vol. 194, n° 3, p. 217-233, sept. 2024, doi: 10.3917/her.194.0217.
- [121] J. Verdier et P.-L. Viollet, « Les tensions sur l'eau en Europe et dans le bassin méditerranéen. Des crises de l'eau d'ici 2050 », *La Houille Blanche*, n° 6, Art. n° 6, déc. 2015, doi: 10.1051/lhb/20150075.

- [122] P. S. Gonthier, « LE DESSALEMENT DE L'EAU : UN OUTIL D'ADAPTATION POTENTIEL DANS UNE OPTIQUE DE DÉVELOPPEMENT DURABLE ».
- [123] D. Simonneau et P. Berthelot, « Perspectives énergétiques en Méditerranée et en Europe », *Confluences Méditerranée*, vol. 91, n° 4, p. 133-139, janv. 2015, doi: 10.3917/come.091.0133.
- [124] C. P. Coutansais, « Mer Rouge : changement d'ère géopolitique », *Politique étrangère*, vol. 242, n° 2, p. 115-126, juin 2024, doi: 10.3917/pe.242.0115.
- [125] M. Amimi, « La charte de l'investissement : Une vision royale pour un Maroc dynamique », *Revue Internationale de la Recherche Scientifique (Revue-IRS)*, vol. 2, n° 3, Art. n° 3, mai 2024, doi: 10.5281/zenodo.11371041.
- [126] G. Benoit, « Eau, sol et agriculture : un trio si fragile ? », in *Le Déméter 2024*, IRIS éditions, 2024, p. 195-220. Consulté le: 14 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://shs.cairn.info/le-demeter-2024--0011662120-page-195>
- [127] H. Elfil, *Le dessalement de l'eau: Enjeu pour un développement durable*. 2019. doi: 10.13140/RG.2.2.25640.19207.
- [128] Y. Vega Cárdenas, « L'évolution du droit international des eaux transfrontalières en Amérique du Nord », *rqdi*, vol. 32, n° 1, p. 25-41, 2019, doi: 10.7202/1070482ar.
- [129] F. Lasserre, T. Delage, et A. Piveteau, « L'agriculture assoiffe-t-elle l'Amérique du Nord? », *Diplomatie*, n° 120, p. 86-89, 2023, Consulté le: 14 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.jstor.org/stable/48718139>
- [130] J. Morel, « Les ressources en eau sur Terre : origine, utilisation et perspectives dans le contexte du changement climatique – un tour d'horizon de la littérature », 2007, Consulté le: 14 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://shs.hal.science/halshs-00134979>
- [131] N. Tah, « L'avenir hydrique de la génération future : enjeux et perspectives », n° 1, 2024.
- [132] M. S. & Vanclooster, « La gestion des ressources en eau au Maroc face aux changements climatiques, état des lieux et alternatives technologiques d'adaptation », *Annales des sciences de la santé*, vol. 1, n° 14, Art. n° 14, déc. 2017, Consulté le: 14 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://revues.imist.ma/index.php/A2S/article/view/10826>
- [133] M. Oubenyahya et I. Bari, « L'investissement Takaful au service de la finance durable au Maroc : Revue de littérature », *Alternatives Managériales Economiques*, vol. 6, n° Spécial 1, Art. n° Spécial 1, févr. 2024, doi: 10.48374/IMIST.PRSM/ame-v6iSpécial.
- [134] N. E. Aoufi, « E-Handbook marocain d'économie du développement ».
- [135] K. Saboni, L. Bennis, et N.-E. Anguer, « Le Maroc a-t-il réussi à surmonter les goulots d'étranglement récents? Analyse et pertinence des stratégies mises en place Has Morocco managed to overcome recent bottlenecks? Analysis and relevance of implemented », *African Scientific Journal*, mai 2024, doi: 10.5281/zenodo.11110495.
- [136] Y. Fennich, A. Aajly, et M. Tahrouch, « Partenariat Public-Privé au Maroc : Pour le renforcement de la résilience communautaire face aux crises », *Revue Internationale de la Recherche Scientifique (Revue-IRS)*, vol. 2, n° 3, Art. n° 3, mai 2024, doi: 10.5281/zenodo.11179825.
- [137] L. B. Penn, « APPROCHE SOCIOLOGIQUE DE LA DEMARCHE TOGOLAISE DE LA PLANIFICATION SPATIALE MARINE », 2024.
- [138] Y. Mandri, « Étude paramétrique du procédé de dessalement de l'eau de mer par congélation sur paroi froide », phdthesis, Université Claude Bernard - Lyon I ; Université Mohammed V-Agdal (Rabat, Maroc ; 1993-2014), 2011. Consulté le: 18 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.hal.science/tel-00831277>
- [139] J.-M. Rovel, « Dessalement de l'eau de mer », 2010.
- [140] J. Bougis, « Revue des aspects maritimes du dessalement d'eau de mer », *Revue Paralia*, vol. 6, p. 1.1-1.13, janv. 2013, doi: 10.5150/revue-paralia.2013.001.
- [141] M. Benaafi *et al.*, « Combined Effects of Seawater Intrusion and Heavy Metal Pollution on the Groundwater Resources of Tarout Island, Saudi Arabia », *Arab J Sci Eng*, juin 2024, doi: 10.1007/s13369-024-09184-2.

- [142] H. Li, L. Lin, S. Ye, H. Li, et J. Fan, « Assessment of nutrient and heavy metal contamination in the seawater and sediment of Yalujiang Estuary », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 117, n° 1, p. 499-506, avr. 2017, doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.069.
- [143] G. Almeida *et al.*, « Digit'HALLE : un projet fédérateur pour la création de ressources pédagogiques réutilisables en Génie des Procédés Alimentaires », in *SFGP2024 (19e congrès de la Société Française de Génie des Procédés)*, Deauville, France, oct. 2024, p. 541018. Consulté le: 26 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.science/hal-04744384>
- [144] S. Moutchou, A. Y. Badjah-hadj-ahmed, M. Khemici, H. Himrane, et F. Aïd, « Etude comparative de la composition de l'huile essentielle du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) obtenue par trois procédés d'extraction (macération, soxhlet et distillation). », *ARFA*, vol. 14, n° 1, p. 14-22, mai 2024, Consulté le: 26 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://asjp.cerist.dz/index.php/en/article/244876>
- [145] X. Joulia, C. Morel, et M.-C. Segur, « Efficacité énergétique et multiples états stationnaires de l'alambic armagnacais », in *SFGP 2024*, Deauville, France, oct. 2024. Consulté le: 26 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.science/hal-04772873>
- [146] M. Boukar, A. Harmim, et A. m'hammed, « Construction et expérimentation d'un distillateur solaire vertical indirect à simple effet ».
- [147] A. Matallah et H. Khirani, « L'utilisation d'une argile locale dans le procédé de distillation solaire », Thesis, Université Kasdi Merbah Ouargla, 2024. Consulté le: 29 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/37572>
- [148] K. Khaoula et G. Ines, « Caractérisation phytochimique et évaluation de l'activité antioxydante et antimicrobienne des huiles essentielles de *Citrus sinensis* », Thesis, faculté des sciences et de la technologie* univ bba, 2024. Consulté le: 29 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://dspace.univ-bba.dz:443/xmlui/handle/123456789/5351>
- [149] O. Sow, « Analyse thermodynamique d'un système de dessalement par distillation avec apport solaire : recherche des conditions optimales de fonctionnement en régime variable », These de doctorat, Valenciennes, 2003. Consulté le: 29 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.fr/2003VALE0023>
- [150] L. Guimard, « Étude du comportement et modélisation d'une installation de dessalement d'eau de mer par distillation soumise à des régimes transitoires », phdthesis, Université de Lyon, 2019. Consulté le: 29 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.hal.science/tel-02091474>
- [151] A. J. Toth, « Modelling and Optimisation of Multi-Stage Flash Distillation and Reverse Osmosis for Desalination of Saline Process Wastewater Sources », *Membranes*, vol. 10, n° 10, Art. n° 10, oct. 2020, doi: 10.3390/membranes10100265.
- [152] K. Yadav *et al.*, « Geothermal-solar integrated Multistage Flash Distillation Cogeneration system: A cleaner and sustainable solution », *Desalination*, vol. 566, p. 116897, nov. 2023, doi: 10.1016/j.desal.2023.116897.
- [153] I. Khoshrou, M. R. Jafari Nasr, et K. Bakhtari, « New opportunities in mass and energy consumption of the Multi-Stage Flash Distillation type of brackish water desalination process », *Solar Energy*, vol. 153, p. 115-125, sept. 2017, doi: 10.1016/j.solener.2017.05.021.
- [154] H. Zhang *et al.*, « Experimental study and model optimization of thermodynamic performance of a single screw water vapor compressor », *International Journal of Refrigeration*, vol. 161, p. 135-144, mai 2024, doi: 10.1016/j.ijrefrig.2024.02.024.
- [155] X. Ma, Y. Du, T. Zhao, T. Zhu, B. Lei, et Y. Wu, « A comprehensive review of compression high-temperature heat pump steam system: Status and trend », *International Journal of Refrigeration*, vol. 164, p. 218-242, août 2024, doi: 10.1016/j.ijrefrig.2024.04.024.
- [156] S. Frioui et R. Oumeddour, *Methodes de classement des différents procédés de dessalement de l'eau de mer*. 2007.
- [157] A. Gago *et al.*, « Degradation of Proton Exchange Membrane (PEM) Electrolysis: The Influence of Current Density », *ECS Meeting Abstracts*, vol. MA2018-02, p. 1607-1607, juill. 2018, doi: 10.1149/MA2018-02/46/1607.

- [158] S. Nada, « Effet de la nature des rejets sur le fonctionnement de la station d'épuration des eaux usées (STEP) de GUELMA », 2021.
- [159] Y. Zheng, J. Zhou, L. Zhang, Q. Liu, Z. Pan, et S. H. Chan, « High-temperature electrolysis of simulated flue gas in solid oxide electrolysis cells », *Electrochimica Acta*, vol. 280, mai 2018, doi: 10.1016/j.electacta.2018.05.117.
- [160] J. W. Flock, « Thermochemical dissociation of water », 1976.
- [161] T. M. LaPara et J. E. Alleman, « Thermophilic aerobic biological wastewater treatment », *Water Research*, vol. 33, n° 4, Art. n° 4, 1999.
- [162] D. Farias *et al.*, « Process integration for microbial production of glutamate and xylitol from wheat bran hydrolysate », in *SFGP*, Deauville, France: Société Française de Génie de Procédé, oct. 2024. Consulté le: 30 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.science/hal-04777382>
- [163] D. Soro, « Couplage des procédés membranaires pour la clarification et la concentration du jus de pommes de cajou : performances et impacts sur la qualité des produits », These de doctorat, Montpellier, SupAgro, 2012. Consulté le: 30 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.fr/2012NSAM0035>
- [164] P. Byrne, Y. Aït Ouméziane, L. Serres, et J. Miriel, « Etude simulée d'un système de distillation membranaire pour le dessalement d'eau de mer couplé à une thermofrigopompe », in *Colloque International Francophone en Énergétique et Mécanique*, Comoros, 2014, p. article 16-7. Consulté le: 30 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.science/hal-00996675>
- [165] T. D. Dao, « Procédés membranaires pour l'élimination des métaux lourds : application de la distillation membranaire à l'élimination de l'Arsenic contenu dans les eaux », These de doctorat, Toulouse, INSA, 2013. Consulté le: 30 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.fr/2013ISAT0040>
- [166] M. Missaoui, A. Bendaoud, et D. Nehari, « Dessalement de l'eau de Mer par osmose inverse », Thesis, 2024. Consulté le: 9 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-temouchent.edu.dz/handle/123456789/5019>
- [167] L. Mostefaoui, « Dessalement d'eau de mer par osmose inverse, fonctionnement et effets des paramètres sur le rendement », 2017, Consulté le: 9 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-temouchent.edu.dz/handle/123456789/1585>
- [168] G. H. Lopes, P. Guichardon, N. Ibaseta, et P. Haldenwang, « L'eau, ressource rare ? Gros plan sur le procédé de dessalement par membranes d'osmose inverse », *L'Actualité Chimique*, vol. 390, p. 85-87, nov. 2014, Consulté le: 9 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.science/hal-01116186>
- [169] R. Ben Dhia, « Coupling of solute transport, osmotic pressure and hydrodynamic instabilities in Taylor-Couette configuration : application for filtration processes », These de doctorat, Aix-Marseille, 2020. Consulté le: 10 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.fr/2020AIXM0363>
- [170] D. Wirth, « Etude de la distillation membranaire sous vide pour le dessalement d'eau de mer : de l'analyse des mécanismes de transfert à l'optimisation énergétique du procédé », These de doctorat, Toulouse, INSA, 2002. Consulté le: 10 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.fr/2002ISAT0040>
- [171] H. Alhazmi, « Une approche analyse de cycle de vie intégrée pour la durabilité. Application à l'évaluation environnementale de processus de dessalement de l'eau (dans le cas d'Arabie Saoudite) », These de doctorat, Grenoble, 2014. Consulté le: 14 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.fr/2014GRENI072>
- [172] P. Byrne *et al.*, « COMPARAISON ENERGETIQUE ET EXERGETIQUE DE SYSTEMES DE DESSALEMENT », in *First International Refrigeration Energy and Environment Colloquium*, Hammamet, Tunisia, mars 2016. Consulté le: 14 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://hal.science/hal-01314187>
- [173] G. OLIVE, « Transport et dessalement de l'eau de mer : aqueduc dessalinisateur solaire à gradient thermique », *bulletin de l'union des physiciens*, vol. 105, p. 53, janv. 2011.

- [174] L. Merad, B. Benyoucef, L. Merad, T. Boussoukaia, et B. Omari, « Etude d'un Procédé Thermique de Dessalement d'Eau de Mer par Aérogénérateur à Rendement Elevé ».
- [175] L. Bouazza, H. R. Khalladi, et S. Boussalem, « L'autopsie des membranes d'osmose inverse relève (SWC5-MAX) (Prélevée de l'unité de dessalement de chatt –el-hillal Beni Saf) », Thesis, 2024. Consulté le: 16 novembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-temouchent.edu.dz/handle/123456789/5055>
- [176] A. Mboukou, « Reconnaissance moléculaire et régulation en présence d'ARN d'un signal de localisation nucléaire bimodulaire », phdthesis, Université Paris Cité, 2021. Consulté le: 14 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://theses.hal.science/tel-04508717>
- [177] S. García-Luna, « Desarrollo de sistemas híbridos de captura de CO2: Evaluación técnico-económica de soluciones innovadoras », doctoralThesis, 2024. Consulté le: 14 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://repositorio.ulovala.es/handle/20.500.12412/6160>
- [178] O. CHARROUF, « Commande et Optimisation D'un Système de Dessalement Hybride : Solaire-Eolien », doctoral, UNIVERSITE MOHAMED KHIDER BISKRA, 2018. Consulté le: 14 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://thesis.univ-biskra.dz/3938/>
- [179] M. Turki, J. Belhadj, et X. Roboam, « Analyse des performances d'un processus de dessalement par « osmose inverse » alimenté par un système hybride », *Le premier Colloque Maghrébin sur le Traitement et le Dessalement des Eaux, CMTDE*, déc. 2007.
- [180] S. Nasrdine, M. Benchrif, J. Mabrouki, N. Qisse, et M. Slaoui, « Comparative study of the quality of water produced by a solar distiller and by reverse osmosis », *Desalination and Water Treatment*, vol. 317, p. 100264, janv. 2024, doi: 10.1016/j.dwt.2024.100264.
- [181] « INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE HALIEUTIQUE | INRH.ma ». Consulté le: 14 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.inrh.ma/>
- [182] H. A. Hosseini, « IMPACTS ASSESSMENT OF DESALINATION BRINE DISCHARGE ON THE MARINE MICROBIAL BIODIVERSITY: A METAGENOMIC APPROACH », janv. 2022, Consulté le: 14 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://qspace.qu.edu.qa/handle/10576/26140>
- [183] L. Virta et P. Hedberg, « Declining salinity and increasing temperature reduce the diversity and resilience of benthic diatoms », *Environmental Microbiology*, vol. 26, n° 2, p. e16569, 2024, doi: 10.1111/1462-2920.16569.
- [184] M. Grossowicz, S. Varulker, N. Koren, et G. Gal, « Desalination plants do not impact the diversity or abundance of zooplankton of the Israeli coast », *Desalination*, vol. 511, p. 115097, sept. 2021, doi: 10.1016/j.desal.2021.115097.
- [185] Y. Elsaie, S. Ismail, H. Soussa, M. Gado, et A. Balah, « Water desalination in Egypt; literature review and assessment », *Ain Shams Engineering Journal*, vol. 14, n° 7, p. 101998, juill. 2023, doi: 10.1016/j.asej.2022.101998.
- [186] M. Benaissa, O. Rouane-Hacene, Z. Boutiba, D. Habib, M. E. Guibbolini-Sabatier, et C. Risso-De Faverney, « Ecotoxicological effects assessment of brine discharge from desalination reverse osmosis plant in Algeria (South Western Mediterranean) », *Regional Studies in Marine Science*, vol. 39, p. 101407, sept. 2020, doi: 10.1016/j.rsma.2020.101407.
- [187] K. El-Moustaqim *et al.*, « Combination of Microalgae Method, Decantation, and Filtration for Domestic Wastewater Treatment », *Sustainability*, vol. 15, n° 22, Art. n° 22, janv. 2023, doi: 10.3390/su152216110.
- [188] J. Mabrouki, G. Fattah, S. Kherraf, Y. Abrouki, M. Azrour, et S. El Hajjaji, « Artificial intelligence system for intelligent monitoring and management of water treatment plants », *Emerging Real-World Applications of Internet of Things*, p. 69-87, 2022.
- [189] J. Mabrouki *et al.*, « Geographic Information System for the Study of Water Resources in Chaâba El Hamra, Mohammedia (Morocco) », 2023, p. 469-474. doi: 10.1007/978-3-031-26254-8_67.
- [190] D. A. Roberts, E. L. Johnston, et N. A. Knott, « Impacts of desalination plant discharges on the marine environment: A critical review of published studies », *Water Research*, vol. 44, n° 18, p. 5117-5128, oct. 2010, doi: 10.1016/j.watres.2010.04.036.

- [191] S. Lattemann et T. Höpner, « Environmental impact and impact assessment of seawater desalination », *Desalination*, vol. 220, n° 1, p. 1-15, mars 2008, doi: 10.1016/j.desal.2007.03.009.
- [192] E. S. Al-Mutairi, I. G. Rashed, M. M. El-Halwany, et M. A. Mosaad, « Environmental Impact Assessment of Water Desalinating Systems: Kuwait as a case study », *Mansoura Engineering Journal*, vol. 49, n° 4, janv. 2024, doi: 10.58491/2735-4202.3209.
- [193] A. El-Halium et E. Mohamed, « The Role of Seaweeds in Detecting Heavy Metals of Desalination Plants' Effluent at the Southern Red Sea, Egypt », 16 mars 2023, *Social Science Research Network, Rochester, NY*: 4390424. doi: 10.2139/ssrn.4390424.
- [194] M. Sharifinia *et al.*, « The impact assessment of desalination plant discharges on heavy metal pollution in the coastal sediments of the Persian Gulf », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 178, p. 113599, mai 2022, doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.113599.
- [195] A. Panagopoulos et K.-J. Haralambous, « Environmental impacts of desalination and brine treatment - Challenges and mitigation measures », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 161, p. 111773, déc. 2020, doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111773.
- [196] R. Sirota *et al.*, « Impacts of Desalination Brine Discharge on Benthic Ecosystems », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 58, n° 13, p. 5631-5645, avr. 2024, doi: 10.1021/acs.est.3c07748.
- [197] F. Griffin, « Coral Bleaching in the Red Sea: An investigation into the environmental causes of bleaching », Consulté le: 15 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://lup.lub.lu.se/student-papers/record/9170749/file/9170750.pdf>
- [198] B. Blanco, B. Garcia, J. Jernsletten, M. Cornejo, G. Gilabert-Oriol, et V. García-Molina, « Desalination and Water Treatment Membrane design of a subsea desalination system », *Desalination and Water Treatment*, vol. 309, p. 84-92, déc. 2023, doi: 10.5004/dwt.2023.29890.
- [199] F. Alshahri, « Heavy metal contamination in sand and sediments near to disposal site of reject brine from desalination plant, Arabian Gulf: Assessment of environmental pollution », *Environ Sci Pollut Res*, vol. 24, n° 2, p. 1821-1831, janv. 2017, doi: 10.1007/s11356-016-7961-x.
- [200] M. Fine, H. Gildor, et A. Genin, « A coral reef refuge in the Red Sea », *Global Change Biology*, vol. 19, n° 12, p. 3640-3647, déc. 2013, doi: 10.1111/gcb.12356.
- [201] S. Alfonso, M. Gesto, et B. Sadoul, « Temperature increase and its effects on fish stress physiology in the context of global warming », *Journal of Fish Biology*, vol. 98, n° 6, p. 1496-1508, 2021.
- [202] J. L. Sánchez-Lizaso *et al.*, « Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants », *Desalination*, vol. 221, n° 1-3, p. 602-607, 2008.
- [203] M. Bonso, L. Bervoets, G. Flipkens, et T. Groffen, « Accumulation of metals in resident blue mussels (*Mytilus edulis*) and exposed Asian clams (*Corbicula fluminea*) along the Scheldt estuary: A spatial and temporal investigation », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 213, p. 117619, 2025.
- [204] F. Blanco-Murillo *et al.*, « Desalination brine effects beyond excess salinity: Unravelling specific stress signaling and tolerance responses in the seagrass *Posidonia oceanica*. », *Chemosphere*, vol. 341, p. 140061, 2023, Consulté le: 15 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653523023317>
- [205] K. El-Moustaqim, M. Benchrif, J. Mabrouki, et D. Hmouni, « Interaction between the Microalgae Cultivation System and Its Effects on Nutrient Removal from Wastewater », 2024, p. 70-79. doi: 10.1201/9781003436218-8.
- [206] K. E.-M. Azroul Jamal Mabrouki, Mourade, « Monitoring of Water Toxicity Through the Internet of Things to Protect the Health of the Population », in *IoT, Machine Learning and Data Analytics for Smart Healthcare*, CRC Press, 2024.
- [207] A. Allagua, N. KAOUACHI, C. BOUALLEG, A. AYARI, et B. Mourad, « Caractérisation Physico-Chimique Des Eaux Du Barrage Foug El-Khanga (Region De Souk-Ahras, Algerie) », *European Scientific Journal, ESJ*, vol. 13, n° 12, Art. n° 12, 2017.
- [208] D. Dieme, « Caractérisation physicochimique et étude des effets toxiques sur des cellules pulmonaires BEAS-2B des polluants particuliers de la ville de Dakar (Sénégal) », These de

- doctorat, Littoral, 2011. Consulté le: 10 février 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.theses.fr/2011DUNK0309>
- [209] A. A. Mahamane et B. Guel, « Caractérisations physico-chimiques des eaux souterraines de la localité de Yamtenga (Burkina Faso) », *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, vol. 9, n° 1, Art. n° 1, 2015.
- [210] K.-C. Yu, L.-J. Tsai, S.-H. Chen, et S.-T. Ho, « Correlation analyses on binding behavior of heavy metals with sediment matrices », *Water Research*, vol. 35, n° 10, Art. n° 10, 2001.
- [211] A. Kettab, R. Mitiche, et N. Bennaçar, « De l'eau pour un développement durable : enjeux et stratégies », *rseau*, vol. 21, n° 2, Art. n° 2, 2008, doi: 10.7202/018469ar.
- [212] A. Maafa, « Dessalement de L'eau de mer », Working Paper, sept. 2020. Consulté le: 15 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-guelma.dz/jspui/handle/123456789/10116>
- [213] R. Droin, « Les aciers inoxydables dans les installations de dessalement d'eau de mer », *Matériaux & Techniques*, vol. 66, n° 9-10, Art. n° 9-10, 1978, doi: 10.1051/mattech/197866090283.
- [214] J. EL HAWARI, M. Y. ZTAIT, Y. BOUHAFI, et M. EL GHACHI, « Evolution of extreme climatic phenomena in the Central-West of Morocco: Case of the city of Agadir », *Revue Internationale de la Recherche Scientifique (Revue-IRS)*, vol. 2, n° 2, p. 589-601, 2024.
- [215] « Climat Agadir: Température de l'eau à, Température moyenne Agadir, Pluviométrie, diagramme ombrothermique pour Agadir ». Consulté le: 31 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://fr.climate-data.org/afrique/maroc/agadir/agadir-533/>
- [216] « Simulation de données climatiques et météorologiques historiques pour Agadir », meteoblue. Consulté le: 31 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: https://www.meteoblue.com/fr/meteo/historyclimate/climatemodelled/agadir_maroc_2561668
- [217] R. Tanji et Y. Boudaibi, « Use of wind energy for desalination of seawater for irrigation », *World Water Policy*, vol. 9, n° 4, p. 787-798, 2023, doi: 10.1002/wwp2.12144.
- [218] S. Lagdali et al., « Development and characterization of an asymmetrical flat microfiltration membrane based on natural phengite clay: Application as a pretreatment for raw seawater reverse osmosis desalination », *Journal of Water Process Engineering*, vol. 67, p. 106253, nov. 2024, doi: 10.1016/j.jwpe.2024.106253.
- [219] LesEco.ma, « Station de dessalement de Chtouka-Aït baha : une production supplémentaire de 125.000 m3/jour », LesEco.ma. Consulté le: 31 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://leseco.ma/maroc/station-de-dessalement-de-chtouka-ait-baha-une-production-supplementaire-de-125-000-m3-jour.html>
- [220] C. Aglal, E. H. E. Mahdad, M. Hssaisoune, L. Ouhajou, et L. Bouchaou, « Morocco in the era of desalination: Towards a major change in water policy: Morocco in the era of desalination », *Frontiers in Science and Engineering, International Journal*, vol. 13, n° 1, Art. n° 1, déc. 2024, doi: 10.34874/IMIST.PRSM/fseijournal-v13i1.52956.
- [221] « Dessalement de l'eau de mer pour l'irrigation de la plaine du Chtouka et l'alimentation en eau potable du grand Agadir | Ministère de l'agriculture ». Consulté le: 31 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.agriculture.gov.ma/fr/projet/dessalement-de-leau-de-mer-pour-lirrigation-de-la-plaine-du-chtouka-et-de-leau-potable-du>
- [222] D. Azdem, J. Mabrouki, A. Moufti, S. E. Hajjaji, et A. Fatni, « Present Situation and Environmental Impact of Seawater Desalination Plants in Morocco », in *Technical and Technological Solutions Towards a Sustainable Society and Circular Economy*, J. Mabrouki et A. Mourade, Éd., Cham: Springer Nature Switzerland, 2024, p. 581-592. doi: 10.1007/978-3-031-56292-1_46.
- [223] H. Ait Lahoussine Ouali, M. Iqbal Soomro, S. Touili, et A. Alami Merrouni, « Assessment of direct contact membrane distillation system driven by parabolic trough collector plant technology for electricity and freshwater production: Feasibility and benchmark under different

- Moroccan climates », *Sustainable Materials and Technologies*, vol. 39, p. e00818, avr. 2024, doi: 10.1016/j.susmat.2023.e00818.
- [224] A. Hogikyan, L. Resplandy, M. Liu, et G. Vecchi, « Hydrological cycle amplification reshapes warming-driven oxygen loss in the Atlantic Ocean », *Nat. Clim. Chang.*, vol. 14, n° 1, p. 82-90, janv. 2024, doi: 10.1038/s41558-023-01897-w.
- [225] N. Zrira, A. Kamal-Idrissi, R. Farssi, et H. A. Khan, « Time series prediction of sea surface temperature based on BiLSTM model with attention mechanism », *Journal of Sea Research*, vol. 198, p. 102472, avr. 2024, doi: 10.1016/j.seares.2024.102472.
- [226] N. BO, « Projet de Norme Marocaine », 2019, Consulté le: 31 décembre 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.equipement.gov.ma/Ingenierie/Normalisation-et-Reglementation-technique/Documents/13.1.219.pdf>
- [227] L. Migliore, « Addressing Water Scarcity in Rural Areas of the Souss-Massa Region of Morocco: Comparative Analysis of Desalination, Fog Harvesting, and Wastewater Treatment Methods with Considerations of Technical Viability and Human Rights », 2024.
- [228] M. H. Keddar et Y. Adla, « Étude de l'automatisation d'une station de dessalement », 2020, Consulté le: 2 janvier 2025. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.univ-temouchent.edu.dz/handle/123456789/2889>
- [229] L. Migliore, « Addressing Water Scarcity in Rural Areas of the Souss-Massa Region of Morocco: Comparative Analysis of Desalination, Fog Harvesting, and Wastewater Treatment Methods with Considerations of Technical Viability and Human Rights », *Independent Study Project (ISP) Collection*, avr. 2024, [En ligne]. Disponible sur: https://digitalcollections.sit.edu/isp_collection/3802
- [230] J. Rodier, « L'analyse de l'eau. Dunod (Ed), 8ème Ed, 1384 p, 1996. B. Miller », in *Proc. 6th Australian Electrochem. Conf., Geelong, Vic*, 1984, p. 19-24.
- [231] A. Chaouay, R. Okhrib, M. Hilali, L. Bazzi, A. Chahid, et F. Khiri, « Contribution à l'étude de l'analyse physico-chimique et de la contamination métallique de l'eau de mer du littoral d'Agadir (Sud du Maroc). (Contribution to the study of physico-chemical analysis and metal contamination of coastal Agadir seawater.) (South Morocco) », 2016.
- [232] O. Si Abderrahmane, « Contribution à l'évaluation du système management qualité et des paramètres physicochimiques, bactériologiques et organoleptiques des eaux des stations de traitement Taksebt et Boudouaou. », Université Mouloud Mammeri, 2016.
- [233] A. Mossion, « Étude de la composition minérale et organique des liqueurs de thé et de leurs caractéristiques organoleptiques: influence des paramètres physico-chimiques de l'eau », 2007.
- [234] F. Merhabi, H. Amine, et J. Halwani, « Evaluation de la qualité des eaux de surface de la rivière Kadicha », *Journal scientifique libanais*, vol. 20, n° 1, Art. n° 1, 2019.
- [235] H. Ouzanni, K. Nafia, et M. E. Ghachi, « Analyse du fonctionnement hydrologique de la source d'ASKKAR: suivi, mesure et analyse 2022-2023 (Bassin versant de l'Oued El Abid-Maroc-) », *Revue Internationale de la Recherche Scientifique (Revue-IRS)*, vol. 1, n° 5, Art. n° 5, oct. 2023, doi: 10.5281/zenodo.8400908.
- [236] L. Collet, « Capacité à satisfaire la demande en eau sous contraintes climatique et anthropique un bassin méditerranéen », These de doctorat, Montpellier 2, 2013. Consulté le: 30 janvier 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.theses.fr/2013MON20129>
- [237] P. G. AMLAN, W. K. CHOUTI, C. A. DEDJIHO, K. R. FANGNON, et N. E. CHITOU, « Évaluation de la pollution chimique des eaux par les éléments traces métalliques (ETM): cas de la rivière Mekrou (nord-ouest Bénin) », *Journal of Applied Biosciences*, vol. 192, p. 20331-20346.
- [238] M. G. M. Chouafa Nesrine, « Analyse de la qualité de l'eau potable distribuée à Guelma », 2022.
- [239] N. Zhan, Y. Huang, Z. Rao, et X.-L. Zhao, « Fast Detection of Carbonate and Bicarbonate in Groundwater and Lake Water by Coupled Ion Selective Electrode », *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, vol. 44, n° 3, p. 355-360, mars 2016, doi: 10.1016/S1872-2040(16)60913-1.

- [240] J. K. Fatombi, R. G. Jossé, B. Yehouenou, V. Wotto, et T. Aminou, « Traitement des eaux de surface par les coagulants à base de coco », *JOURNAL-SOCIETE OUEST AFRICAINE DE CHIMIE*, vol. 23, p. 81, 2007.
- [241] A. De Sousa, « La détermination rapide du calcium et du magnésium dans l'eau de mer », *Analytica Chimica Acta*, vol. 11, p. 221-224, 1954.
- [242] I. Androniuk, « Effects of cement organic additives on the adsorption of uranyl ions on calcium silicate hydrate phases: experimental determination and computational molecular modelling », Ecole nationale supérieure Mines-Télécom Atlantique Bretagne Pays de la Loire, 2017.
- [243] Y. Rusconi, D. Monnier, et P. E. Wenger, « Dosage spectrophotométrique du magnésium », *Helvetica Chimica Acta*, vol. 31, n° 6, Art. n° 6, 1948, doi: 10.1002/hlca.19480310615.
- [244] S. Besançon, M.-C. Feore, L. Fort, et H. This, « La détermination de la quantité de magnésium dans l'eau de cuisson des haricots verts », *L'Actualité chimique*, vol. 412, p. 32-35, 2016.
- [245] O. Si Abderrahmane, « Contribution à l'évaluation du système management qualité et des paramètres physicochimiques, bactériologiques et organoleptiques des eaux des stations de traitement Taksebt et Boudouaou. », Université Mouloud Mammeri, 2016.
- [246] G. Brunisholz, M. Genton, et E. Plattner, « Sur le dosage complexométrique du calcium en présence de magnésium et de phosphate », *Helvetica Chimica Acta*, vol. 36, n° 4, p. 782-787, 1953, doi: 10.1002/hlca.19530360404.
- [247] « Normes sur l'eau potable ». Consulté le: 6 février 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.lenntech.fr/applications/potable/normes/normes-eau-potable.htm>
- [248] D. D. MacDonald, C. G. Ingersoll, et T. A. Berger, « Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 39, n° 1, p. 20-31, juin 2000, doi: 10.1007/s002440010075.
- [249] S. L. Smith, D. D. MacDonald, K. A. Keenleyside, C. G. Ingersoll, et L. J. Field, « A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 22, n° 3, p. 624-638, 1996, Consulté le: 12 janvier 2025. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0380133096709851>
- [250] E. C. Menviq, « Interim criteria for quality assessment of St. Lawrence River sediment », *Environment Canada and Ministère de l'Environnement du Québec, Ottawa*, 1992.
- [251] D. Persaud, R. Jaagumagi, et A. Hayton, « Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario », 1993, Consulté le: 13 janvier 2025. [En ligne]. Disponible sur: <https://atrium.lib.uoguelph.ca/handle/10214/15546>
- [252] E. R. Long, D. D. Macdonald, S. L. Smith, et F. D. Calder, « Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments », *Environmental Management*, vol. 19, n° 1, p. 81-97, janv. 1995, doi: 10.1007/BF02472006.
- [253] S. Salati et F. Moore, « Assessment of heavy metal concentration in the Khoshk River water and sediment, Shiraz, Southwest Iran », *Environ Monit Assess*, vol. 164, n° 1-4, p. 677-689, mai 2010, doi: 10.1007/s10661-009-0920-y.
- [254] G. M. S. Abraham et R. J. Parker, « Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand », *Environ Monit Assess*, vol. 136, n° 1-3, p. 227-238, nov. 2007, doi: 10.1007/s10661-007-9678-2.
- [255] D. L. Tomlinson, J. G. Wilson, C. R. Harris, et D. W. Jeffrey, « Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index », *Helgolander Meeresunters*, vol. 33, n° 1-4, p. 566-575, mars 1980, doi: 10.1007/BF02414780.
- [256] G. Suresh, V. Ramasamy, V. Meenakshisundaram, R. Venkatachalapathy, et V. Ponnusamy, « Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide concentrations in the river sediments », *Applied radiation and isotopes*, vol. 69, n° 10, p. 1466-1474, 2011, Consulté le: 13 janvier 2025. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0969804311003058>

- [257] G. Muller, « Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River », 1969, Consulté le: 13 janvier 2025. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.sid.ir/paper/618491/fa>
- [258] H. Kouali, A. Chaouti, H. Achtak, K. Elkalay, et A. Dahbi, « Contamination and ecological risk assessment of trace metals in surface sediments from coastal areas (El Jadida, Safi and Essaouira) along the Atlantic coast of Morocco », *Journal of African Earth Sciences*, vol. 186, p. 104417, févr. 2022, doi: 10.1016/j.jafrearsci.2021.104417.
- [259] L. Hakanson, « An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach », *Water research*, vol. 14, n° 8, p. 975-1001, 1980, Consulté le: 13 janvier 2025. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135480901438>
- [260] F. Bendali, D. Boutahraoui, et A. (Encadreur) Gliz, « L'analyse sectorielle financière par la méthode de l'Analyse en Composantes Principales [ACP]. Application à l'industrie pharmaceutique », Thesis, 2024. Consulté le: 3 janvier 2025. [En ligne]. Disponible sur: <http://dspace.esc-alger.dz:8080/jspui/handle/123456789/2049>
- [261] K. Lahmar, S. Saied, R. Majdoub, J. P. Larue, et J. L. Ballais, « THE WATERS OF THE CESSE WATERSHED (SOUTH-EAST FRANCE) CARTOGRAPHIC AND GEO-ENVIRONMENTAL APPROACHES », *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680 / E-ISSN 2521-9782*, n° 46, Art. n° 46, juin 2021, Consulté le: 3 janvier 2025. [En ligne]. Disponible sur: <http://larhyss.net/ojs/index.php/larhyss/article/view/779>
- [262] A. Talhaoui, A. El Hmaidi, H. Jaddi, H. Ousmana, et I. Manssouri, « Calcul De L'indice De Qualité De L'eau (IQE) Pour L'évaluation De La Qualité Physico-Chimique Des Eaux Superficielles De L'Oued Moulouya (NE, Maroc) », *ESJ*, vol. 16, n° 2, Art. n° 2, janv. 2020, doi: 10.19044/esj.2020.v16n2p64.
- [263] M. Makhoukh, M. Sbaa, A. Berrahou, et M. Van Clooster, « Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental) », *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, n° 9, Art. n° 9, 2011.
- [264] O. mondiale de la Santé, « Stratégie de l'OMS sur l'eau, l'assainissement et l'hygiène 2018-2025 », Organisation mondiale de la Santé, 2019.
- [265] W. FAO, « Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products », *Fish Circular*, vol. 464, p. 5-100, 1983.
- [266] L. Jia, W. Wang, Y. Li, et L. Yang, « Heavy Metals in Soil and Crops of an Intensively Farmed Area: A Case Study in Yucheng City, Shandong Province, China », *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 7, n° 2, Art. n° 2, févr. 2010, doi: 10.3390/ijerph7020395.
- [267] T. Alharbi, A. S. El-Sorogy, et K. Al-Kahtany, « Distribution and Comprehensive Risk Evaluation of Cr, Cd, Fe, Zn, and Pb from Al Lith Coastal Seawater, Saudi Arabia », *Water*, vol. 16, n° 13, p. 1923, 2024.
- [268] M. S. Islam, M. K. Ahmed, M. Raknuzzaman, M. Habibullah -Al- Mamun, et M. K. Islam, « Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country », *Ecological Indicators*, vol. 48, p. 282-291, janv. 2015, doi: 10.1016/j.ecolind.2014.08.016.
- [269] K. W. H. Kwok, G. E. Batley, R. J. Wenning, L. Zhu, M. Vangheluwe, et S. Lee, « Sediment quality guidelines: challenges and opportunities for improving sediment management », *Environ Sci Pollut Res*, vol. 21, n° 1, p. 17-27, janv. 2014, doi: 10.1007/s11356-013-1778-7.
- [270] Y. El Mourabit et al., « Assessment of trace metal bioaccumulation in *Mytilus galloprovincialis* of the central Atlantic ocean after installation of treatment sewage facilities », *Chemosphere*, vol. 348, p. 140730, janv. 2024, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.140730.