RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

UNIVERSITÉ SAAD DAHLAB BLIDA 1

Faculté de Technologie

Département de Génie des Procédés

Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de

MASTER EN GENIE DES PROCEDES

Spécialité : Génie de l'Environnement

Intitulé

Etude du bassin versant et optimisation des procédés de coagulation-floculation décantation en période de crues pour la SDEM ALMYAH Ténès

Présenté par

Mohammed Essedik BOUALAM ALLAH Rihab SAHRAOUI

Encadré par

Mme. Wassila LAZLI	Maitre assistante B	Encadrante
Mr. Ouahib NACEUR	Professeur	Co-encadrant

Année Universitaire : 2024/2025

ملخص

خلال فترات التساقط الغزير للأمطار, الحوض المائي لتنس يتسبب بصفة كبيرة بتدهور جودة المياه الموجهة لعملية التحلية مما يتسبب في توقفات متكررة للمحطة, تم في هذا البحث دراسة الحوض المائي بالمنطقة حيث كشفت أنه في حالة التساقط الغزير، فإن التدفق الأقصى يُقدّر بـ 456.87 متر مكعب في الثانية، وهو قادر على نقل ما يصل إلى 3447 طناً من المواد العالقة نحو مأخذ مياه البحر، الذي يقع على بُعد 300 متر فقط في اتجاه المصب.وللحد من هذه التأثيرات، تم اقتراح تحسين لمرحلة المعالجة الأولية، من خلال استخدام كلوريد الحديديك كمخثر، والبولي أكريلاميد كمساعد للتخثير، تليها مرحلة ترسيب مُثقّل باستعمال الرمل وقد أظهرت نتائج النموذج المقترح على برنامج سيمولينك فعالية قدرها 53٪ لعملية الترسيب التقليدية، مقابل 93٪ للترسيب المثقّل. كما تم توليد منحنيات الكفاءة المتساوية وخرائط ثلاثية الأبعاد.

الكلمات المفتاحية:التساقط الغزير, المصب المائي, التحلية, مواد عالقة و جزيئات, التحسين, الترسيب المثقل.

RESUME

Lors des crues, le bassin versant de Ténès dégrade fortement la qualité de l'eau, notamment par l'augmentation des matières en suspension (MES), causant des arrêts fréquents de la station. Une étude du bassin versant a révélé qu'un débit de pointe de 456,87 m³/s transporte jusqu'à 3447 tonnes de MES vers la prise d'eau de mer. Une optimisation du prétraitement sous SIMULINK a été proposé, combinant chlorure ferrique, polyacrylamide et une décantation lestée utilisant du sable. Les résultats de modèle montrent une efficacité de 53 % pour la décantation, contre 93 % pour la décantation lestée, également des courbes d'iso-efficacité et des cartes 3D ont été générées (MATLAB).

Mots clés : crue, bassin versant, dessalement, matières en suspension, optimisation, décantation lestée, SIMULINK.

ABSTRACT

Floods in the Ténès watershed significantly degrade seawater quality, leading to frequent shutdowns of the desalination plant. Watershed analysis revealed peak flows of 456.87 m³/s capable of transporting up to 3447 tons of suspended solids to the intake. To address this, a SIMULINK-based model was developed to optimize pretreatment using ferric chloride, polyacrylamide, and sand ballasted sedimentation, achieving 93% efficiency compared to 53% for conventional settling.

Keywords: flood, watershed, desalination, suspended solids, optimization, ballasted sedimentation, SIMULINK

Remerciements

Avant toute chose, nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à, notre encadrante, madame Wassila LAZLI et notre co-encadrant Monsieur Wahib NACEUR, pour leur disponibilité, leurs conseils avisés et leur accompagnement tout au long de ce travail.

Nous remercions également les membres du jury pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce mémoire, ainsi que pour leurs remarques constructives et enrichissantes.

Nous exprimons également notre reconnaissance à l'ensemble du corps enseignant de notre établissement, pour la qualité de l'enseignement reçu tout au long de notre parcours.

Enfin, nous tenons à souligner notre propre engagement tout au long de ce projet. La persévérance, la rigueur et la volonté d'apprendre que nous avons su mobiliser nous ont permis de relever les défis rencontrés et de tirer de cette expérience un réel enrichissement, tant sur le plan professionnel que personnel.

TABLE DES MATIERES

Chapitre 01 : ETAT DE L'ART SUR LA COAGULATION-FLOCULATION 2

1.1 Effets des crues sur la qualité de l'eau de mer et le dessalement 2

1.1.1 Impact des crues sur la qualité de l'eau à traiter 2

1.1.2 Conséquences sur les performances du dessalement 3

1.2 Coagulation-Floculation dans le dessalement de l'eau de mer 3

1.2.1 Définitions et mécanismes 3

1.2.2 Mécanismes 4

1.3 Étude des paramètres influençant la coagulation -floculation 6

1.3.1 Influence du pH 6

1.3.2 Influence de la salinité 7

1.3.3 Influence de la température 7

1.4 Adaptation des coagulants et floculants: Défis et ajustements proposés 8

1.5 Travaux récents sur la coagulation-floculation appliquée au dessalement 10

1.5.1 Coagulants à base de fer dans le dessalement : mécanismes et performances 10

1.5.2 Comparaison entre les coagulants à base de fer et d'aluminium en dessalement 10

1.5.3 Optimisation du prétraitement au $FeCl_3$: dosage et paramètres clés 11

1.6 Nouvelles approches en recherche 12

1.6.1 Applications multifonctions innovantes 12

1.6.2 Floculants biosourcés : biopolymères nouvelle génération 13

1.6.3 Intégration des techniques numériques 14

1.6.4 Autres approches innovantes 14

1.7 Lacunes actuelles et perspectives d'amélioration du traitement par coagulation-floculation en période de crue 15

Chapitre 02 : DECANTATION LESTEE.....17

2.1 Décantation conventionnelle : principe et limites 17

2.2 Décantation lestée : Principe, performance et avantages 18

2.3 Intégration industrielle de la décantation lestée : exemples de procédés avancés 20

Chapitre 03 : METHODES ET TECHNIQUES 23

3.1 Présentation de la station de dessalement de Ténès 23

3.1.1 Situation géographique et topographie de la station de dessalement.....23

3.1.2 Capacité de l'Usine.....23

3.1.3 Caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute.....24

3.1.4 Normes et qualité attendue de l'eau produite.....26

3.1.5 Processus de dessalement TENES 26

3.1.6 Critique du procédé de prétraitement par coagulation-floculation 28

3.2 L'étude du bassin versant de Maïnis 30

3.2.1 Méthodologie SIG.....30

3.2.2 Ajustement statistique de la série pluviométrique 41

3.2.3 Calcul des pluies de courte durée.....50

3.3 Modélisation et optimisation du prétraitement.....54

3.3.1 Choix et justification de la démarche.....54

3.3.2 Modèles mathématiques pour chaque étape de prétraitement 56

3.3.3 Calibrage des modèles –Hypothèses initiales et démarche d'ajustement 61

3.3.4 Structure du modèle SIMULINK.....63

CHAPITRE 04 : RESULTATS ET DISCUSSION.....67

4.1 Etude du bassin versant.....67

4.1.1 Estimation de débit d'eaux pluviales.....67

Correction du coefficient de ruissellement liée à la pente 68

4.1.2 Estimation de la production de MES au niveau de l'exutoire.....69

4.2 Modélisation et optimisation.....70

4.2.1 Modélisation et optimisation du procédé de coagulation.....70

4.2.2 Modélisation et optimisation du procédé de floculation.....73

4.2.3 Modélisation et optimisation du procédé de décantation lestée.....76

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....83

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1:Schéma des phénomènes de coagulation et floculation 4

Figure 1-2:Schéma des mécanismes de coagulation et floculation 5

Figure 3-1:carte de la délimitation du bassin versant. 33

Figure 3-2:carte des pentes 34

Figure 3-3:carte d'occupation du sol 36

Figure 3-4:Carte NDVI Normalized Difference Vegetation Index 39

Figure 3-5:Ajustement graphique à la loi Gumbel des Pjmax 46

Figure 3-6:Ajustement graphique à la loi GEVdes Pjmax.....47

Figure 3-7:Ajustement graphique à la loi Log-normale des Pjmax 49

Figure 3-8:Structure du bloc de coagulation.....63

Figure 3-9:Structure du subsystem de coagulation 64

Figure 3-10:Structure du bloc de floculation 65

Figure 3-11:Structure du bloc de décantation 66

Figure 4-1:Carte 3D de l'efficacité du procédé de coagulation en fonction du pH et de la dose de coagulant 71

Figure 4-2:Courbes d'isoeeficacité du procédé de coagulation en fonction du pH et de la dose de coagulant 72

Figure 4-3:Evolution de l'efficacité du procédé de coagulation en fonction du temps.....75

Figure 4-4:Carte 3D de l'efficacité du procédé de floculation en fonction de G et de la dose de floculant.....73

Figure 4-5:Courbes d'isoefficacité du procédé de floculation en fonction de G et de la dose de floculant.....74

Figure 4-6:Evolution de l'efficacité du procédé de floculation en fonction du temps (secondes).....75

Figure 4-7:Cartes 3D du procédé de décantation sans et avec lestage.....77

Figure 4-8:Courbes d'isoefficacité du procédé de décantation lestée 78

Figure 4-9:Evolution de l'efficacité du procédé de décantation en fonction de temps (secondes).....79

Figure 4-10:Evolution de l'efficacité du procédé de décantation lestée en fonction de temps (secondes).....79

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1 Débits de captage et de production dans la station de dessalement de Ténès : valeurs nominales et de design.....24

Tableau 3-2 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute 25

Tableau 3-3:La distribution des classes de pente et leur interprétation hydrologique au sein du bassin versant de Mainis 35

Tableau 3-4:Répartition spatiale des classes d'occupation du sol 37

Tableau 3-5:répartition des surfaces par classe et leur interprétation 40

Tableau 3-6:Série des données pluviométriques des pluies maximales mensuelles et annuelles.....42

Tableau 3-7: parametres statistiques de la série 44

Tableau 3-8:Résultats de l'ajustement à la loi de Gumbel.....45

Tableau 3-9:Résultat de l'ajustement à la loi GEV (Hyfran).....47

Tableau 3-10:Résultat de l'ajustement à la loi Log-normale (Hyfran) 49

Tableau 3-11:Resultats de Calcul des pluies de courte durée 51

Tableau 3-12:les recommandations usuelles de périodes de retour en fonction du type d'aménagement 52

Tableau 3-13:Paramètres de bassin versant extraits et estimés à partie de la carte des pentes 53

Introduction

L'eau constitue une ressource vitale pour le développement durable des sociétés humaines. Face à la raréfaction croissante des ressources en eau douce, particulièrement dans les régions côtières arides ou semi-arides, le dessalement de l'eau de mer s'impose comme une solution stratégique pour répondre aux besoins en eau potable. Parmi les technologies les plus utilisées, l'osmose inverse s'est imposée pour sa performance en matière de déminéralisation. Toutefois, ce procédé reste très sensible à la qualité de l'eau brute, notamment à la présence de matières en suspension, de particules colloïdales, de matières organiques ou de micro-organismes.

En effet, un prétraitement efficace est indispensable pour protéger les membranes d'osmose inverse, éviter leur colmatage et prolonger leur durée de vie. Cette exigence devient particulièrement critique en période de crue, lorsque les apports solides issus du ruissellement et de l'érosion du bassin versant entraînent une forte dégradation de la qualité de l'eau captée. Ce phénomène peut gravement compromettre la continuité de la production d'eau potable dans les stations de dessalement.

Le présent mémoire s'attache ainsi à explorer l'importance capitale du prétraitement, mettant en exergue les techniques de coagulation, de floculation et de décantation, tout en examinant les défis spécifiques rencontrés au sein de la station de dessalement de Ténès. Cette dernière est confrontée à une problématique significative liée à une turbidité élevée de l'eau de mer, notamment durant les périodes de précipitations abondantes. Cette situation excède fréquemment les capacités des systèmes de clarification actuellement en place, induisant des interruptions récurrentes des opérations et une dégradation accélérée des membranes d'osmose inverse. En réponse à ces enjeux, cette étude propose des solutions adaptatives visant à améliorer la gestion de la turbidité et à garantir une production continue et de qualité.

Dans ce contexte, ce travail vise, dans un premier temps, à analyser le bassin versant de la région de Ténès afin de mieux comprendre l'origine et la dynamique des pollutions particulaires en période de crue. Dans un second temps, une stratégie d'optimisation du prétraitement par coagulation-floculation-décantation lestée est proposée, appuyée par une modélisation dynamique sous Simulink, dans le but de renforcer la résilience du système de traitement face aux conditions extrêmes.

Chapitre 01 : ETAT DE L'ART SUR LA COAGULATION-FLOCULATION

Dans tout procédé de dessalement, le prétraitement constitue une phase indispensable. Ce dernier conditionne la performance des étapes en aval, comme l'osmose inverse, en réduisant la charge des impuretés susceptibles d'entrainer des colmatages ou une baisse d'efficacité. Parmi les contaminants les plus figurent les particules colloïdales, qui sont par définition des particules dextrement fines (de l'ordre de 1 nanomètre à 1 micromètre), caractérisées par une stabilité électrique leur permettant de rester en suspension, rendant par la suite leur élimination par décantation impossible. Un traitement par coagulation-floculation s'avère donc nécessaire.

1.1 Effets des crues sur la qualité de l'eau de mer et le dessalement

1.1.1 Impact des crues sur la qualité de l'eau à traiter

Les épisodes de crue influencent de manière significative la qualité de l'eau de mer, à cause des apports considérables d'eau douce, de sédiments et de contaminants. Ces apports réduisent la salinité de l'eau, ce qui entraîne une baisse temporaire de la conductivité de l'eau de mer. Les crues peuvent également impacter la valeur du potentiel d'hydrogène (pH), en effet, une étude réalisée sur le bassin du fleuve Tarim en Chine a démontré que des crues ont provoqué une chute du pH de l'eau, passant de 8,1 à 6,9, suite à la décomposition des substances organiques et à l'accumulation de CO_2 qui se transforme en acide carbonique.

D'autre part, les crues provoquent une hausse significative de la turbidité en déplaçant de grandes quantités de particules et de sédiments, ce qui accroît la concentration en matières en suspension (MES) et perturbe par la suite la clarté de l'eau. Il a été démontré par diverses recherches que ces phénomènes extrêmes, malgré leur brièveté, peuvent engendrer une sédimentation rapide et considérable dans les régions estuariennes, dans les milieux marins et côtiers, ces apports génèrent des panaches fluviaux très chargés en sédiments, responsables d'une turbidité exceptionnellement élevée dans l'eau de mer.

La demande chimique en oxygène (DCO) peut également augmenter en raison de la dégradation des matières organiques apportées par les crues, entraînant une baisse de l'oxygène dissous et perturbant ainsi la qualité de l'eau et les écosystèmes marins. [1,2]

1.1.2 Conséquences sur les performances du dessalement

Les crues provoquent une hausse significative des particules en suspension, de la turbidité et de la charge organique dans l'eau de mer, ce qui aggrave le colmatage des membranes d'osmose inverse. Ce dernier, qui peut être d'origine colloïdale, organique ou biologique (biofouling), entraîne une réduction du flux de perméat, une diminution de la réjection des sels et une augmentation de la perte de charge. Ces effets nécessitent des nettoyages chimiques réguliers, raccourcissent ainsi la durée de vie des membranes et peuvent entraîner un arrêt fréquent de l'installation. Le traitement de l'eau brute devient alors plus complexe, compromettant l'efficacité et la rentabilité des unités de dessalement de l'eau de mer par osmose inverse.

Confronté à ces défis, un prétraitement adéquat, en particulier par coagulation-floculation bien adapté et optimisé, s'avère indispensable pour préserver les membranes et assurer une opération stable et pérenne. [3]

1.2 Coagulation-Floculation dans le dessalement de l'eau de mer

1.2.1 Définitions et mécanismes

1.2.1.1 Définitions

Coagulation

La coagulation est une étape clé dans le traitement des eaux, utilisée pour réduire la turbidité et la couleur causées par des particules colloïdales fines et stables électrostatiquement [4]. Ces particules, en suspension dans l'eau, possèdent des charges négatives qui les empêchent de s'agglomérer naturellement. [5]

L'objectif de la coagulation est de neutraliser ces charges électrostatiques afin de favoriser les collisions entre particules et initier leur agrégation en microflocs. Ce processus est généralement déclenché par l'ajout de coagulants inorganiques, tels que le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3$) ou le chlorure ferrique ($FeCl_3$). [4]

Ces coagulants libèrent dans l'eau des ions trivalents (Al^{3+}, Fe^{3+}) qui subissent une hydrolyse, formant des espèces cationiques capables de se fixer à la surface des colloïdes chargés négativement [4,6,7]. Ces réactions d'hydrolyse génèrent différentes formes chimiques dont l'efficacité dépend notamment du pH. Les polymères polynucléaires moyens,

tels que Alb pour l'aluminium et Feb pour le fer, sont considérés comme les plus performants pour l'élimination du carbone organique dissous (DOC). [4]

La coagulation prépare ainsi la phase de floculation, au cours de laquelle les microflocs s'agrègent en flocs plus denses et facilement séparables par décantation [1]. Cette étape est particulièrement déterminante dans le traitement des eaux de crue, où la charge colloïdale est élevée et fortement variable.

Floculation

Les particules coagulées sont soumises par la suite à une étape de floculation qui vise à favoriser leur agglomération en flocs plus gros. Cette étape est caractérisée par l'ajout de floculants, généralement des polymères comme les polyacrylamides [8]. Des forces physico-chimiques, notamment les forces de van der Waals et les ponts hydrogène, permettent cette agrégation. Au cours de cette étape, une agitation douce est nécessaire pour renforcer ces interactions sans endommager les flocs. Egalement l'ajustement du choix et du dosage des floculants est crucial, car une floculation trop intense ou trop faible peut compromettre la formation des flocs. [9]

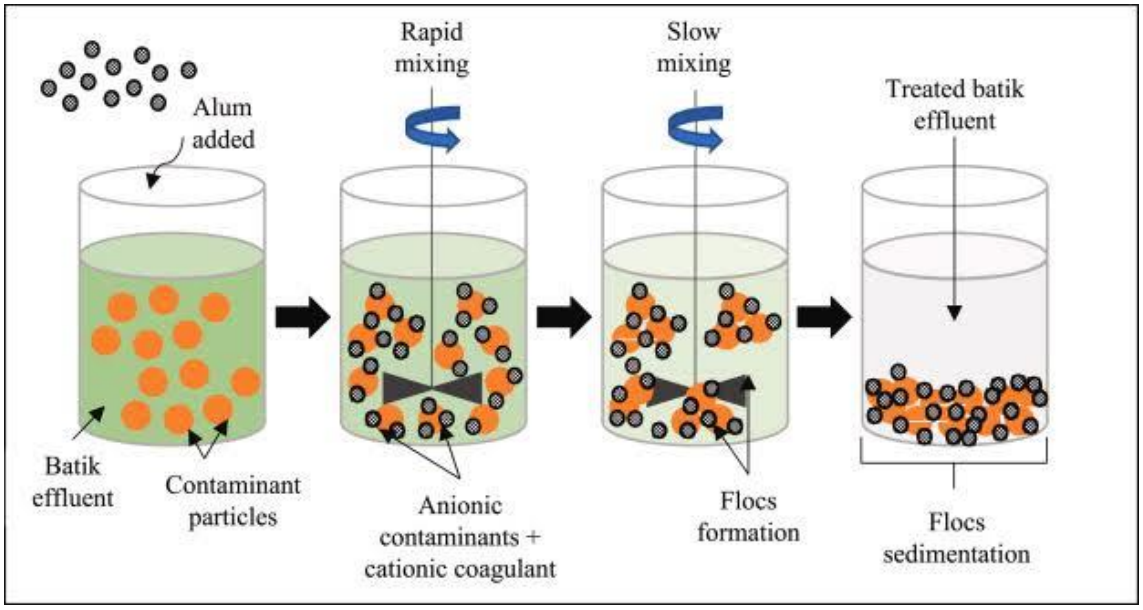


Figure 0-1:Schéma des phénomènes de coagulation et floculation [10]

1.2.2 Mécanismes

Le processus de coagulation-floculation repose sur plusieurs mécanismes physico-chimiques qui visent à neutraliser les charges électriques des particules colloïdales présentes

dans l'eau, afin de favoriser leur agglomération et leur élimination. Les principaux mécanismes impliqués sont :

- Coagulation par neutralisation de charge (Compression de la double couche électrique)

Les colloïdes présentes dans l'eau sont généralement chargées négativement, ce qui crée des forces de répulsion électrostatiques empêchant leur agglomération. L'ajout d'un coagulant chargé positivement (comme le $FeCl_3$) permet de neutraliser ces charges, réduisant ainsi la répulsion entre les particules, facilitant par la suite leur rapprochement et amorçant donc la formation de microflocs. [11,12]

- Coagulation par enchevêtrement (Sweep floc)

Lorsque des sels métalliques sont ajoutés en fortes concentrations, ils forment des hydroxydes métalliques amorphes par hydrolyse. Ces précipités entraînent mécaniquement les colloïdes en les piégeant dans une matrice floculeuse au fur et à mesure de leur formation. Ce mécanisme est efficace pour éliminer une large gamme d'impuretés, mais qui demande généralement un dosage plus élevé que la neutralisation de charge. [11,12]

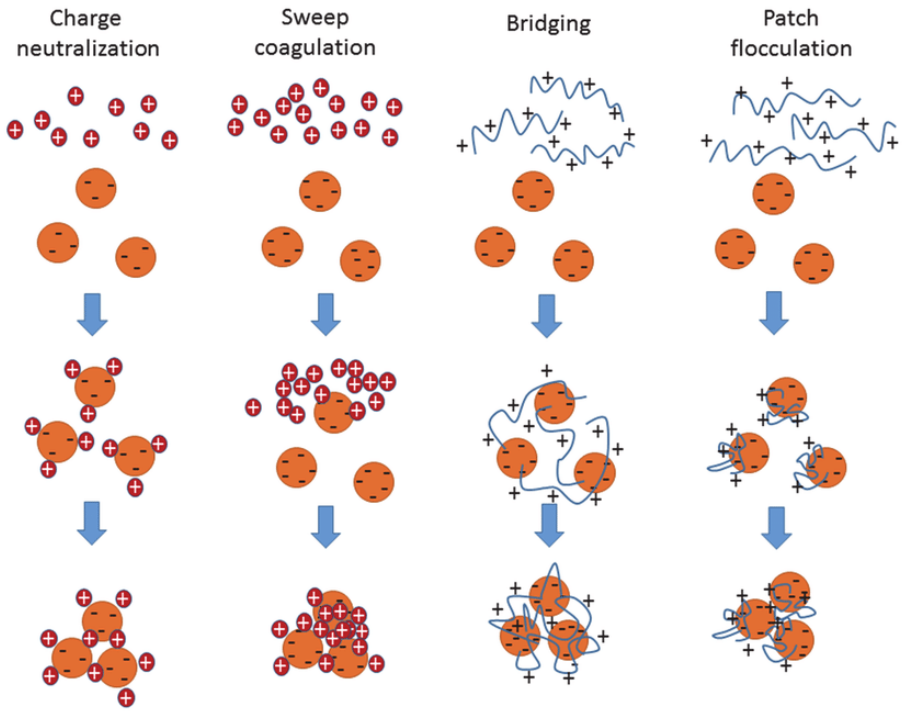


Figure 0-2:Schéma des mécanismes de coagulation et floculation [13]

Après la coagulation, les particules déstabilisées doivent être rassemblées pour former des flocs plus gros, capables de sédimenter ou d'être séparés. Cette étape appelée floculation, repose sur deux principaux mécanismes :

- Formation de ponts interparticulaires (bridging)

Ce mécanisme repose sur l'utilisation des polymères organiques de haut poids moléculaire. Leurs longues chaînes linéaires s'adsorbent sur plusieurs particules simultanément, créant des ponts entre elles, conduisant à la formation des flocs de grande taille et bien structurés, faciles à séparer. Ce mécanisme est particulièrement utile dans les eaux contenant de faibles concentrations de particules. [11,12]

- Floculation par patchs (patch flocculation)

Ce mécanisme se produit lorsque des polymères s'adsorbent partiellement sur la surface des particules, créant des zones localisées de charge opposée (inversion de charge locale). Cela favorise l'attraction entre particules et la formation de flocs, même à des faibles doses de polymères. [11,12]

L'efficacité des mécanismes de coagulation-floculation dépend étroitement de plusieurs paramètres physico-chimiques, tels que le pH, la salinité ou encore la température, dont l'étude permet d'optimiser le traitement.

1.3 Étude des paramètres influençant la coagulation -floculation

1.3.1 Influence du pH

Dans les eaux de mer, le chlorure ferrique ($FeCl_3$) tend à être plus performant que le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3$), également connu sous le nom d'alun, pour plusieurs raisons liées aux propriétés chimiques et physiques des deux coagulants et à l'influence de la salinité sur leur efficacité. [14]

Le chlorure ferrique est hautement soluble dans l'eau, même en présence de fortes concentrations de sels dissous. Cette solubilité permet une dispersion efficace des ions Fe^{3+} dans l'eau de mer.

Notamment, en solution, le $FeCl_3$ se dissocie et hydrolyse pour former des espèces hydrolysées comme $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)_2{}^{+}$ et principalement $Fe(OH)_3$ qui sont efficaces pour neutraliser les charges des particules colloïdales et former des flocs.

Le chlorure ferrique montre une efficacité optimale dans une plage de pH de 4 à 6 où la formation de flocs d'hydroxyde ferrique est favorisée, qui jouent un rôle essentiel pour la clarification de l'eau.

Toutefois, l'eau de mer présente généralement un pH légèrement basique d'environ 8, ce qui peut compromettre la formation et l'efficacité des flocs de chlorure ferrique. Pour résoudre cette incompatibilité, il est nécessaire d'ajuster le pH de l'eau de mer avant l'introduction du chlorure ferrique. L'ajustement du pH peut se faire par l'addition de modificateurs de pH qui assurent le maintien de l'efficacité du coagulant même dans des conditions basiques. Cette adaptation permet d'exploiter le potentiel du chlorure ferrique pour la coagulation dans l'eau de mer, malgré les défis posés par son pH naturellement élevé. [9,15]

1.3.2 Influence de la salinité

La salinité influence fortement les interactions physicochimiques dans le traitement des eaux, en particulier la coagulation-floculation. Une teneur élevée en sels dissous peut diminuer l'efficacité des coagulants, notamment à cause des interactions ioniques compétitives. Cependant, l'effet dépend du type de coagulant : le chlorure ferrique voit son efficacité augmenter avec la salinité (jusqu'à 2,0 g/L), favorisant la déstabilisation des particules colloïdales. En revanche, l'alun devient moins performant à haute salinité en raison d'interférences ioniques qui nuisent à la formation des flocs. Il est donc crucial d'adapter le choix du coagulant et les paramètres de traitement à la composition ionique de l'eau. [9] [16]

1.3.3 Influence de la température

La température a un impact significatif sur l'efficacité des processus de coagulation. Des études montrent que les basses températures ralentissent les réactions, prolongeant le temps nécessaire à la formation et à la stabilité des flocs. Ces conditions affectent particulièrement le traitement des eaux de mer dans les environnements à climat variable. Les deux recherches soulignent la nécessité d'adapter les paramètres de traitement en fonction des variations thermiques, mettant en évidence l'importance de systèmes flexibles et adaptés aux changements de température pour garantir une performance optimale. [9]

La compréhension des facteurs influençant le procédé de la coagulation-floculation met en évidence la complexité de traitement des eaux de mer, dont l'ensemble des paramètres tels que le pH, la salinité et la température ont une influence directe sur la performance des coagulants. Dans ce contexte, le chlorure ferrique s'avère plus adapté, à condition d'un ajustement du pH, contrairement à l'alun, dont les performances sont nettement affectées par la salinité. Cette complexité souligne l'importance de l'ajustement des coagulants et floculants aux particularités des eaux de mer.

1.4 Adaptation des coagulants et floculants: Défis et ajustements proposés

- Altération des mécanismes de coagulation/floculation due à la forte salinité :

La forte salinité altère les performances de coagulation-floculation, elle agit en comprimant la double couche électrique des particules colloïdales via les ions dissous (Na^+, Cl^-, Mg^{2+}, Ca^{2+}), ce qui freine l'agglomération et nuit à la neutralisation des charges [17,18] . Cela réduit l'efficacité des coagulants en perturbant la formation des flocs. [9]

Une forte salinité peut aussi conduire à la formation de flocs moins denses, plus fragiles et sensibles aux turbulences hydrauliques. Ceci s'explique par la solubilité accrue des complexes formés et la compétition ionique qui interfère avec les interactions floculantes. [19]

- Ajustement proposé :

Afin de mieux compenser les effets d'une salinité élevée, les coagulants multivalents tels que le chlorure ferrique et le chlorure polyferrique sont recommandés, en raison de leur fort pouvoir de neutralisation, même à faible dose. Un ajustement précis du pH est également crucial, chaque intervalle étant favorable à certains types d'impuretés : un pH acide facilite l'élimination de la matière organique naturelle, tandis qu'un pH légèrement acide à neutre optimise la coagulation des cellules algales [20]. Enfin, l'utilisation de biopolymères tels que le chitosane peut s'avérer bénéfique (efficaces à pH alcalin et ils n'augmentent que très peu la salinité de l'eau traitée). En conclusion, l'efficacité du processus de coagulation-floculation repose sur une sélection adaptée des coagulants et un ajustement optimal du pH. [15,19]

- Variabilité de la turbidité et des caractéristiques des eaux pendant les périodes de crue

Dans les régions côtières, les eaux peuvent présenter une forte variabilité de turbidité durant les épisodes pluvieux ou les apports saisonniers, ce qui complique le dosage optimal des réactifs.

- Ajustement proposé :

La mise en place de jar-tests systématiques ou de systèmes de dosage adaptatif assistés par capteurs de turbidité permet de réagir en temps réel aux fluctuations de la qualité de l'eau. Cette approche dynamique optimise la quantité de coagulant ou de floculant utilisée, évitant à la fois le sous-dosage inefficace et le surdosage polluant ou coûteux.

- Enjeux environnementaux liés à l'utilisation de coagulants synthétiques en milieu marin

L'utilisation de coagulants chimiques conventionnels peut générer des résidus métalliques ou des sous-produits toxiques pour les écosystèmes aquatiques, particulièrement sensibles en zone littorale. [19]

- Ajustement proposé :

Le recours à des alternatives écocompatibles, notamment des floculants biosourcés et biodégradables, constitue une réponse durable à ce défi. Ces biopolymères d'origine végétale ou marine présentent une toxicité faible, sont facilement assimilés par l'environnement, et peuvent même valoriser des ressources locales comme le Chitosane, tout en maintenant une performance acceptable. [19]

- Difficulté de modélisation du comportement des réactifs en milieu salin

La complexité des interactions physico-chimiques dans l'eau salée rend difficile la prédiction de l'efficacité des réactifs, notamment lorsque plusieurs paramètres interagissent (pH, température, salinité, charge organique, etc.).

- Ajustement proposé :

Le développement de modèles prédictifs intégrant les paramètres clés ou l'utilisation de plans d'expérience permet de mieux comprendre et d'optimiser le traitement. Ces outils facilitent la définition de zones d'efficacité et l'adaptation fine des réactifs à chaque situation, en particulier lors des périodes critiques (crues, effluents mixtes...).

L'adaptation des procédés de coagulation-floculation au traitement de l'eau de mer pose plusieurs défis, liés à sa forte salinité, à la variabilité de sa turbidité surtout en période de crues ainsi qu'aux contraintes environnementales. Pour pallier ces effets, plusieurs ajustements ont été proposé qui permettent d'améliorer la performance du prétraitement tout en répondant aux exigences écologiques.

Ces constats ont conduit à un intérêt croissant pour les recherches appliquées à la coagulation-floculation dans les procédés de dessalement, comme le montre la littérature récente.

1.5 Travaux récents sur la coagulation-floculation appliquée au dessalement

Ces dernières années, les recherches sur le dessalement ont mis en lumière le rôle clé de la coagulation-floculation dans le prétraitement de l'eau de mer, notamment avec l'utilisation du chlorure ferrique ($FeCl_3$). Parallèlement, l'émergence d'approches innovantes, ouvre de nouvelles perspectives pour optimiser ces procédés.

1.5.1 Coagulants à base de fer dans le dessalement : mécanismes et performances

Les coagulants à base de fer, en particulier le chlorure ferrique ($FeCl_3$), sont largement utilisés dans les usines de dessalement grâce à leur efficacité à éliminer une large gamme de contaminants, notamment les solides en suspension, les particules colloïdales, les acides humiques et fulviques, ainsi que les matières organiques algales [21]. Par exemple, dans la plus grande usine de dessalement hybride au monde, Fujairah II, le $FeCl_3$ améliore l'efficacité des systèmes de filtration en prétraitement de l'eau [22]. De même, dans des installations en Arabie Saoudite, il est utilisé pour réduire le bioencrassement et optimiser la filtration à double média. [23]

L'un des principaux avantages du $FeCl_3$ réside dans sa capacité à fonctionner efficacement à de faibles doses, ce qui permet de minimiser le risque d'encrassement des membranes OI. Cependant, une gestion soigneuse du fer résiduel est indispensable, car des concentrations trop élevées peuvent entraîner la corrosion des membranes et affecter les performances globales des installations [24]. Pour éviter ce problème, l'ajout d'une solution acide permet de réguler le pH de l'eau et de prévenir la formation de dépôts de carbonate de calcium. [23]

1.5.2 Comparaison entre les coagulants à base de fer et d'aluminium en dessalement

L'étude de Loganathan et al. (2018) a montré que le chlorure ferrique ($FeCl_3$) est plus performant que l'alun (sulfate d'aluminium) pour l'élimination des microalgues en eau de mer. À une dose optimale de 20 mg/L, le $FeCl_3$ a permis d'atteindre une efficacité de 98,6 %, contre 96,3 % pour l'alun à une dose plus élevée de 30 mg/L. Cette meilleure performance s'accompagne également d'une turbidité résiduelle plus faible pour $FeCl_3$ (0,49 NTU) comparée à celle de l'alun (0,77 NTU). [25]

De plus, l'étude a révélé que la solubilité du $Fe(OH)_3$ (hydroxyde ferrique) est beaucoup plus faible en eau de mer que celle de l'hydroxyde d'aluminium, ce qui limite les risques de

précipitation et de formation de dépôts sur les membranes. À l'inverse, l'alun présente une forte solubilité dans l'eau salée, ce qui peut entraîner l'encrassement des membranes par précipitation, réduisant ainsi leur durée de vie. [25]

Dans les expériences de coagulation-floculation-sédimentation (C-F-S), le temps de sédimentation requis est équivalent pour les deux coagulants lorsqu'ils sont utilisés seuls (30 min), mais l'ajout de chitosane comme agent floculant améliore les performances dans les deux cas. Par exemple, la combinaison $FeCl_3$ (5 mg/L) + chitosane (2,5 mg/L) a permis d'atteindre 97,2 % d'élimination des microalgues en seulement 5 minutes de sédimentation. Tandis qu'une efficacité similaire a été observée pour la combinaison alun (10 mg/L) + chitosane (1 mg/L), avec 98 % de réduction en 5 minutes, mais la concentration résiduelle d'aluminium restait plus élevée que celle du fer résiduel (67 µg/L contre <1 µg/L). [25]

Enfin, selon Jabrayilzada (2014), bien que les coagulants à base d'aluminium comme le polychlorure d'Aluminium et le polychlorure d'Aluminium sulfaté présentent une bonne efficacité à faible dose, leur performance dépend fortement du pH, nécessitant parfois une correction acide ou basique. L'alun reste avantageux pour son efficacité sans besoin d'ajustement de pH, mais le $FeCl_3$ semble globalement mieux adapté au milieu marin, en raison de sa stabilité et de sa faible solubilité. [26]

1.5.3 Optimisation du prétraitement au $FeCl_3$: dosage et paramètres clés

Le dosage optimal du chlorure ferrique ($FeCl_3$) constitue une étape cruciale dans le prétraitement de l'eau de mer destinée au dessalement par osmose inverse (OI), en particulier pour réduire le colmatage membranaire causé par les particules colloïdales et les matières organiques dissoutes. L'un des sous-processus les plus complexes dans ce contexte est la coagulation, dont les performances dépendent fortement de facteurs tels que le pH, la salinité, la présence de substances humiques et d'algues. Une dose insuffisante entraîne une élimination incomplète de la matière organique, favorisant le bio-encrassement des membranes, tandis qu'un excès de coagulant peut provoquer un encrassement inorganique et des dommages par oxydation membranaire. [27]

Des essais de coagulation réalisés à Singapour avec du $FeCl_3$ et un filtre à membrane de 0,45 µm ont permis d'identifier les conditions optimales d'élimination des acides humiques (AH). La meilleure performance (~95 % d'élimination des AH) a été atteinte à pH 5 et à une dose de coagulant ≥150 µmol/L. [28]

Par ailleurs, une revue approfondie sur le prétraitement de l'eau de mer pour OI signale que les doses usuelles de $FeCl_3$ varient généralement entre 1 et 10 mg/L, en fonction de la qualité de l'eau et du pH de coagulation. Des doses plus élevées, souvent associées à des pH plus bas, sont nécessaires dans les cas d'eau fortement chargée en matières organiques algales. [29]

En somme, l'optimisation du dosage de $FeCl_3$ repose sur une approche intégrée qui prend en compte la turbidité, la concentration en Fe^{3+} et les conditions physico-chimiques de l'eau à traiter. Le respect de cet équilibre conditionne non seulement l'efficacité de la clarification, mais aussi la durabilité opérationnelle des membranes dans les procédés de dessalement. [27]

En conclusion, le $FeCl_3$ est un coagulant efficace dans le dessalement, réduisant le bioencrassement et améliorant les performances de filtration. Cependant, un contrôle rigoureux du dosage et des paramètres comme le pH est nécessaire pour éviter des effets négatifs sur les membranes. Ainsi, les recherches récentes ouvrent la voie à des approches innovantes pour améliorer le prétraitement de l'eau de mer.

1.6 Nouvelles approches en recherche

1.6.1 Applications multifonctions innovantes

- Utilisation du ferrate liquide

L'utilisation du ferrate liquide permet de réduire significativement la dose de fer nécessaire par rapport à la coagulation conventionnelle, avec une diminution allant jusqu'à un facteur 10 de la quantité de fer utilisée. Cette approche permet également une meilleure élimination de la turbidité et de la matière organique totale, tout en réduisant la production de boues sèches de 88 %. Ces performances améliorées se traduisent par une baisse notable des coûts d'exploitation, estimée à 62 % par rapport au procédé conventionnel. En outre, l'emploi du ferrate a permis une élimination accrue des micro-organismes, avec une réduction de plus de 99 % de l'ATP total, soulignant une efficacité renforcée contre le biofouling potentiel. [30]

Ces résultats indiquent que le ferrate liquide, agissant simultanément comme coagulant, oxydant et désinfectant, représente une solution plus performante et économiquement avantageuse pour le prétraitement des installations de dessalement, en particulier dans des contextes difficiles tels que les épisodes de prolifération d'algues nuisibles.

- Utilisation de décantation lestée

Bien que cette technique ne soit pas nouvelle, son intégration dans le prétraitement des eaux marines fortement turbides, notamment en période de crue, représente une innovation prometteuse. Elle consiste à ajouter des particules lourdes aux traitements physico-chimiques afin d'accélérer le processus de sédimentation.

- Floculation magnétique à base de nanoparticules fonctionnalisées

Comparée à la floculation traditionnelle, la floculation magnétique offre des avantages notables. Cette méthode consiste à incorporer des nanoparticules magnétiques dans un floculant, ce qui permet de rendre les flocs magnétiques, facilitant ainsi leur agglomération rapide et leur décantation sous l'influence d'un champ magnétique externe.

Les floculants magnétiques à base de Fe_2O_3 offrent des propriétés magnétiques et renforcent l'effet gravitaire, augmentant ainsi l'efficacité de la floculation et de la sédimentation. Cependant, leur agrégation prématurée avant de traiter les polluants reste un problème. Pour y remédier, des floculants composites à structure "noyau-coquille" ont été développés, permettant une interaction plus efficace avec les polluants et une meilleure floculation. Bien que prometteurs, des défis subsistent, notamment la récupération et la réutilisation des particules magnétiques après floculation ce qui demeure une question importante pour les futures recherches dans ce domaine. [31]

1.6.2 Floculants biosourcés : biopolymères nouvelle génération

- L’amidon modifié :

L’amidon modifié, par des procédés comme la carboxyméthylation et l’hydroxypropylation, a montré une efficacité de floculation nettement supérieure à celle de l’amidon naturel en milieu marin. Ces modifications améliorent sa solubilité et renforcent son interaction avec les particules en suspension. Des tests ont révélé une réduction de la turbidité de l’eau de mer allant de 80 % à 95 % avec l’amidon modifié, contre 60 % à 70 % pour l’amidon non modifié. En plus de ses performances élevées, sa biodégradabilité en fait une solution durable et prometteuse pour le traitement des eaux marines. [32]

- Chitosane modifié :

Des études ont montré que la modification du chitosane améliore son efficacité en floculation pour le traitement de l'eau de mer. Par exemple, le chitosane carboxyméthylé (CMC) a été évalué afin d'optimiser les conditions de prétraitement dans les procédés de dessalement. Utilisé seul, le CMC a permis, à une dose optimale de 8 mg/L, d'atteindre une efficacité d'élimination de la turbidité de 92,8 % et une réduction de la DCO de 53,25 %. Sur cette base, des essais combinant le CMC avec du chlorure de polysilicate ferrique (PFSC) ont été réalisés. Les meilleures performances ont été obtenues avec 2 mg/L de CMC et 0,2 mg/L de PFSC, permettant une réduction de la turbidité de 96,6 % et une élimination de la DCO de 81,4 %. Ces résultats ont été comparés à ceux obtenus avec l'utilisation de chaque floculant séparément dans l'eau de mer. [33]

1.6.3 Intégration des techniques numériques

L'intégration de l'intelligence artificielle (IA), en particulier des réseaux de neurones, connaît un essor croissant dans le domaine du traitement de l'eau. Appliquée tant à l'eau potable qu'aux eaux usées, l'IA permet d'optimiser le dosage des coagulants, de prédire la qualité de l'eau, de surveiller en temps réel les paramètres clés (pH, DCO, turbidité, etc.) et de détecter les dysfonctionnements des équipements. Ces approches offrent une meilleure efficacité opérationnelle, une réduction des coûts, ainsi qu'une adaptation dynamique aux conditions réelles. Plusieurs études, dont celles de Zhang et al. (2024) et d'autres travaux récents, démontrent le potentiel de l'IA pour améliorer durablement la gestion de l'eau, bien que son application à l'eau de mer reste encore limitée, ouvrant ainsi la voie à de futures recherches dans ce domaine spécifique. [34,35]

1.6.4 Autres approches innovantes

- La coagulation double de chitosan-alun/chlorure ferrique

L'utilisation du chlorure ferrique comme coagulant unique a démontré une efficacité remarquable dans l'élimination des microalgues de l'eau de mer, atteignant un taux de 98 % avec une dose de 20 ppm et un temps de sédimentation de 30 minutes. En parallèle, l'association de l'alun (10 ppm) et du chitosan (1 ppm) en tant qu'aides à la floculation a permis d'atteindre une efficacité comparable, tout en réduisant considérablement le temps de traitement à seulement 5 minutes.

Cette dernière approche, équivalente en performance à la flottation par air dissous, constitue une alternative intéressante pour un traitement rapide et efficace des eaux contaminées par des proliférations algales. [36]

- Copolymères cationiques

Les polymères cationiques synthétisés ont montré une efficacité notable dans la réduction de la turbidité de l'eau de mer, atteignant des taux supérieurs à 85 %. Cette performance s'explique par leur capacité à neutraliser les charges négatives portées par les particules telles que les argiles et les matières organiques dissoutes, favorisant ainsi leur agglomération en flocs stables.

En plus de leur efficacité, ces polymères permettent de réduire significativement la consommation de réactifs chimiques, tout en limitant l'impact environnemental. Leur compatibilité élevée avec les milieux marins en fait une option particulièrement adaptée au prétraitement des eaux dans les unités de dessalement. [37]

1.7 Lacunes actuelles et perspectives d'amélioration du traitement par coagulation-floculation en période de crue

Bien que la coagulation-floculation constitue une étape clé dans le traitement des eaux turbides, son efficacité en contexte de crue reste limitée par plusieurs contraintes techniques et scientifiques. En période de crue, les caractéristiques de l'eau brute, telles que la turbidité, la charge organique ou encore la salinité, peuvent fluctuer de manière brutale, rendant difficile l'optimisation en temps réel du procédé.

L'une des principales lacunes identifiées réside dans l'absence de consensus concernant les conditions opératoires optimales dans ce contexte. Les paramètres tels que le pH, le type et la dose de coagulant, la vitesse de mélange ou le temps de floculation présentent une variabilité importante selon les sites et les situations hydrologiques. Cette hétérogénéité rend difficile l'élaboration de protocoles standardisés et conduit, dans la pratique, à des ajustements empiriques souvent inefficaces ou coûteux.

Par ailleurs, les outils de modélisation existants restent encore insuffisamment développés pour prédire avec précision les performances du traitement en fonction des conditions hydrologiques et physico-chimiques de l'eau brute. Dans cette optique, le recours à des plateformes de simulation telles que Simulink permettrait d'explorer l'influence des

paramètres clés sur le rendement du procédé, notamment à travers la génération de courbes d'isoefficacité. Ces outils offriraient ainsi un support précieux pour l'optimisation en conditions réelles.

En parallèle, plusieurs voies d'amélioration technologique ont été proposées dans la littérature. Le couplage avec la décantation lestée, afin d'accélérer la sédimentation des flocs, constitue une stratégie pertinente pour compenser la perte d'efficacité observée en situation de crue. Ce procédé, bien que connu, reste encore peu exploré dans le contexte spécifique des eaux fortement turbides. De même, l'utilisation de floculants biosourcés, suscite un intérêt croissant en raison de leur biodégradabilité, de leur faible toxicité et de leur efficacité démontrée dans certaines matrices complexes.

En résumé, la combinaison d'outils de modélisation avancés et de solutions innovantes, alliée à une meilleure connaissance des mécanismes en jeu, offre des perspectives concrètes pour améliorer durablement la gestion du traitement des eaux en période de crue.

Chapitre 02 : DECANTATION LESTEE

Après les étapes de coagulation-floculation, destinées à former des agrégats de particules colloïdales et matières en suspension en flocs plus facilement séparables, la phase de clarification par décantation reste indispensable pour séparer ces flocs de l'eau. Cette étape joue un rôle clé dans le prétraitement, car elle participe activement à la réduction de la turbidité et contribue à la protection des équipements utilisés en aval, tels que les filtres ou les unités de dessalement par membranes.

Cependant, lors des épisodes de crue, la charge en matières en suspension peut fortement augmenter, perturbant l'efficacité de la décantation gravitaire classique. Dans de telles conditions, il apparaît essentiel de connaître et évaluer les limites du procédé conventionnel afin d'identifier des solutions plus robustes. L'une des pistes à envisager serait l'intégration d'une décantation lestée, en associant des particules denses (comme du sable ou des microbilles) pour accélérer la sédimentation, ce qui pourrait améliorer la stabilité du procédé face aux fluctuations de charge. Ce chapitre explore les principes, les performances, les limites et les perspectives de cette technologie, en mettant l'accent sur son intérêt pour les eaux à forte charge solide, comme celles observées dans le périmètre d'étude de la SDEM ALMYAH de Ténès.

2.1 Décantation conventionnelle : principe et limites

La décantation conventionnelle, ou sédimentation, est un procédé de clarification largement répandue dans les stations de traitement, qui consiste à séparer les particules en suspension, ou flocs formés après les étapes de coagulation et floculation, sous l'effet de la gravité.

Le principe repose sur la différence de densité entre les flocs et l'eau : dans un bassin ou clarificateur où le flux est ralenti, les flocs plus lourds que l'eau tombent au fond et forment un lit de boues. L'efficacité de cette opération dépend de plusieurs facteurs, tels que la densité et la taille des flocs, la viscosité de l'eau, la conception du décanteur, ainsi que le temps de séjour hydraulique, souvent long (1,5 à 4 heures), ce qui nécessite de grandes surfaces de bassin.

Cependant, la décantation conventionnelle présente plusieurs limites, particulièrement en période de crue. En effet, l'augmentation rapide de la turbidité, due à l'afflux massif de

matières en suspension, peut dépasser la capacité des ouvrages et compromettre la qualité de l'eau traitée.

D'autre part, les flocs de faible densité sédimentent lentement, ce qui diminue l'efficacité du procédé lorsque les débits sont élevés. Par ailleurs, les systèmes conventionnels nécessitent des infrastructures de grande taille, ce qui constitue une contrainte importante en zones urbaines ou à forte demande. Enfin, l'augmentation de la charge particulaire peut nécessiter des doses plus importantes de réactifs chimiques, entraînant une hausse des coûts d'exploitation et de la production de boues. [38,39]

Face à ces limites, notamment dans un contexte de forte turbidité ou de contraintes spatiales, des solutions alternatives comme la décantation lestée ont été développées pour accélérer la sédimentation et garantir une meilleure efficacité de traitement.

2.2 Décantation lestée : Principe, performance et avantages

La décantation lestée est une technique avancée de clarification développée afin de pallier les limites de la décantation conventionnelle, notamment en période de crues. Le principe repose sur l'ajout de micro-matériaux inertes (souvent du sable ou des microbilles de verre) dans le bassin de décantation. Ces particules lourdes s'associent aux flocs formés lors des étapes de coagulation/floculation, augmentant par la suite leur densité et donc leur vitesse de sédimentation. [40]

L'introduction de ce ballast modifie favorablement la dynamique de décantation : les flocs lestés atteignent plus rapidement le fond du clarificateur, ce qui permet de réduire considérablement le temps de séjour hydraulique ainsi que la surface requise des ouvrages ce qui répond aussi aux contraintes d'encombrement des installations.

Comparée à la décantation classique, cette technique offre plusieurs avantages : une réduction du temps de décantation, une empreinte hydraulique réduite, un démarrage rapide, et une meilleure efficacité même dans des conditions hydrauliques fluctuantes. Ces caractéristiques en font une solution bien adaptée au traitement des eaux turbides et difficiles, notamment en tant que prétraitement en amont de procédés de dessalement comme l'osmose inverse.

Cependant, la décantation lestée a été peu étudiée de manière isolée, du fait que ce procédé est généralement couplé avec la floculation dans les procédés réels. Pour cette raison, les

recherches disponibles abordent majoritairement des procédés intégrés, tels que l'Actiflo® ou le CoMag®, illustrant à l'échelle industrielle les bénéfices d'une clarification accélérée par l'ajout de matériaux denses. Bien que ces technologies soient centrées sur la floculation lestée, elles démontrent l'efficacité du principe de lestage, ce qui constitue un fondement pertinent pour isoler et modéliser spécifiquement la phase de décantation lestée dans notre étude. [41,42]

Afin d'évaluer plus concrètement ces performances, plusieurs études ont comparé la floculation lestée à d'autres procédés. Une première étude, menée sur une eau potable contaminée par des particules solides (PVC), a comparé la floculation conventionnelle à la floculation lestée, en utilisant l'alun et le PAM. En floculation conventionnelle, le taux d'élimination atteint 84,2 % avec des flocs de 384 µm de diamètre et une vitesse de décantation de 1,7 cm/min. En floculation lestée, un abattement de 99,6 % a été obtenu en seulement 6 secondes, avec des flocs de 481 µm et une vitesse de décantation de 120 cm/min, soit 70 fois plus rapide qu'en conventionnel. [43]

Une autre étude s'est concentrée sur l'optimisation à l'aide de microsable (MBF), en analysant les paramètres de processus à l'échelle pilote sur deux types d'eaux usées simulées, avec des turbidités respectives de 21,6–25,9 NTU (solution notée S1) et 96–105 NTU (solution notée S2). Les résultats ont montré que l'ajout de microsable (1 g/L, taille des particules entre 49 et 106 µm) permettait d'obtenir une élimination de la turbidité allant de 98,0 à 98,8 % pour S1 et de 98,5 à 99,5 % pour S2, avec une turbidité finale respectivement inférieure à 0,47 NTU et 1,7 NTU. De plus, l'étude a mis en évidence que la taille des flocs pouvait être contrôlée en ajustant les vitesses de mélange, optimisant ainsi la performance de la floculation ballastée. [44]

Enfin, une étude utilisant un mélangeur statique avec un ballast à base de magnétite a permis d'atteindre un abattement de turbidité de 80,9 % et une vitesse de sédimentation de 90,1 m/h. Les conditions optimales incluaient une dose de PAC de 32,4 mg/L, un pH de 8,1, un potentiel zêta de −7,6 mV, et un dosage de ballast de 1025–1126 mg/L (taille de particules 72–74 µm). [45]

Ces études confirment la performance de la floculation lestée par rapport aux procédés conventionnels, notamment en matière de rapidité et d'efficacité de sédimentation. Néanmoins, elles mettent également en évidence l'importance de maîtriser les paramètres de dosage et de mélange selon la nature de l'eau à traiter. La diversité des agents de lestage

(sable, magnétite...) et des floculants (anionique, non ionique) ouvre la voie à une optimisation fine du procédé selon le contexte. Il conviendrait cependant d'approfondir encore les essais sur des eaux naturelles réelles, notamment celles issues de crues, pour consolider ces résultats en conditions fluctuantes.

2.3 Intégration industrielle de la décantation lestée : exemples de procédés avancés

Plusieurs procédés industriels, tels qu'Actiflo® et CoMag®, ont été développés pour tirer parti de la décantation lestée. Bien qu'ils intègrent coagulation-floculation et sédimentation, leur spécificité réside dans l'ajout de particules denses, permettant d'accélérer la séparation des solides par gravité. Leur conception repose sur une floculation dite "lestée", mais l'objectif final reste identique : obtenir une séparation rapide et efficace des solides par sédimentation.

Actiflo® (Veolia Water Technologies) est l'un des procédés pionniers utilisant une floculation lestée au sable. Le sable est introduit dans un réacteur agité, où il s'associe aux microflocs formés à l'aide de coagulants et polymères, ce qui augmente leur masse volumique et leur vitesse de chute. Grâce à une séparation cyclonique, le sable est récupéré et recyclé à chaque cycle, réduisant les pertes de matériaux et les coûts d'exploitation. Le système permet des vitesses de décantation de l'ordre de 15 à 30 m/h, bien supérieures à celles des décanteurs classiques (2 à 3 m/h), tout en conservant une empreinte au sol réduite. [46]

Bien qu'originellement conçus pour le traitement des eaux urbaines ou industrielles, ces procédés sont étudiés, dans certains contextes, pour des applications dans des unités de prétraitement en amont du dessalement, notamment en cas de fortes charges solides dues aux crues ou aux événements climatiques extrêmes. Toutefois, à ce jour, peu d'études scientifiques ciblées abordent l'utilisation explicite de ces systèmes dans le cadre du dessalement d'eau de mer en période de crue, ce qui laisse une marge importante pour l'exploration et la modélisation de leur efficacité dans ce domaine spécifique.

2.4 Tendances futures et directions de recherche dans la décantation lestée pour le dessalement

- **Évolution des matériaux de lestage**

La recherche actuelle explore des matériaux de lestage alternatifs pour améliorer l'efficacité de la décantation lestée. Parmi ceux-ci, la magnétite (Fe_3O_4) est particulièrement prometteuse en raison de ses propriétés magnétiques, facilitant la récupération des particules après traitement. D'autres matériaux, tels que le verre recyclé, sont également étudiés pour leur disponibilité et leur impact environnemental réduit. Ces innovations visent à optimiser la performance du procédé tout en minimisant les coûts opérationnels et l'empreinte écologique.

- **Intégration avec des procédés de traitement avancés**

L'intégration de la décantation lestée avec des procédés d'oxydation avancée (POA) ou des technologies membranaires est une tendance émergente. Cette combinaison permet d'améliorer l'élimination des contaminants et de renforcer la robustesse du traitement face aux variations de la qualité de l'eau brute, notamment lors des épisodes de crue. De plus, l'association avec des systèmes d'adoucissement ou de filtration avancée peut conduire à des synergies bénéfiques pour l'efficacité globale du traitement.

- **Automatisation et contrôle en temps réel**

Les avancées technologiques dans les domaines des capteurs et de l'automatisation permettent désormais une surveillance en temps réel des paramètres clés du procédé de décantation lestée. Cette capacité de contrôle dynamique améliore la stabilité du système, réduit les coûts opérationnels et permet une adaptation rapide aux fluctuations de la charge hydraulique et de la qualité de l'eau. L'intégration de ces technologies est essentielle pour optimiser les performances du traitement, en particulier dans des contextes de forte variabilité comme les eaux de crue.

- **Durabilité et impact environnemental**

La durabilité du procédé de décantation lestée est une préoccupation croissante. Les recherches se concentrent sur la réduction de la consommation de produits chimiques, l'optimisation de la consommation d'énergie et la gestion efficace des boues produites.

L’utilisation de matériaux de lestage recyclables ou récupérables, comme la magnétite, contribue également à minimiser l’impact environnemental du procédé.

Dans l’ensemble, la décantation lestée représente une solution innovante face aux défis posés par le traitement des eaux fortement chargées, notamment lors des épisodes de crue. Les évolutions récentes portent sur l’optimisation des matériaux de lestage, l’intégration avec des procédés de traitement avancés, et le développement de systèmes automatisés pour un contrôle en temps réel. Toutefois, en raison du manque de données spécifiques au contexte des crues et à l’utilisation de bio-floculants, une approche par modélisation dynamique devient essentielle pour simuler le comportement du procédé, évaluer ses performances et guider les expérimentations futures.

Chapitre 03 : METHODES ET TECHNIQUES

La station de dessalement de la ville de Ténès représente une infrastructure essentielle pour l'alimentation en eau potable de la région. Conçue pour répondre à la demande croissante en eau douce, elle repose sur la technologie de l'osmose inverse, un procédé de dessalement à haute efficacité. Ce traitement doit être précédé d'un prétraitement rigoureux pour assurer la protection des membranes et maintenir les performances globales de l'installation. L'étude qui suit s'intéresse au fonctionnement de la station, en examinant son bassin versant, ses procédés de traitement tout en mettant l'accent sur la phase de prétraitement, ainsi que les problématiques actuelles liées à son exploitation.

3.1 Présentation de la station de dessalement de Ténès

3.1.1 Situation géographique et topographie de la station de dessalement

Le site de l'usine de dessalement d'eau de mer existante à Ténès est situé dans la wilaya de Chlef, précisément dans la daïra et la commune de Ténès, à l'entrée ouest de la ville, au lieu-dit «Mainis», à sept kilomètres du chef-lieu de la commune. Ce site est également localisé à cinquante-deux kilomètres à l'est du chef-lieu de wilaya et à environ cent dix kilomètres à l'ouest de la wilaya de Tipaza, avec un accès direct via la route nationale RN°11 qui relie Mostaganem à Tipaza.

L'usine occupe un terrain de huit hectares, bordé au nord par la mer Méditerranée, au sud par la route nationale N°11, à l'ouest par une unité de dessalement de superficie de 5000 m², exploitée par des Espagnols, et à l'est par les habitations de Mainis. En termes de topographie, l'élévation du terrain varie de 2,5 mètres à 16 mètres, depuis la route nationale RN°11 jusqu'à la limite du site.

3.1.2 Capacité de l'Usine

La capacité nominale de production de l'usine est de 200.000 m³/j. Elle est constituée de douze (12) unités identiques avec une capacité nominale de production nette d'eau dessalée de 17.391 m³/jour chacune. Chaque unité est composée de deux (02) sous-unités indépendantes, permettant un lavage séparé, sans interrompre le fonctionnement de l'autre moitié.

Les unités fonctionneront à une production supérieure à la demande nominale pour compenser les périodes de nettoyage chimique de l'une d'elles, en assurant le maintien d'une

production de 200.000 m³/j. Afin de compenser ces périodes de propreté chimique, une surproduction de 4 % est intégrée au dimensionnement, portant la production totale prévue à 208.696 m³/j.

Le débit de captage est calculé sur la base d'un taux de conversion de 45 %, et en prenant en compte une marge de sûreté de 1 % pour couvrir les pertes liées au prétraitement, soit un total de 468.406 m³/j. Ce dimensionnement garantit la fiabilité de l'alimentation en eau brute, y compris durant les phases de nettoyage.

Le tableau suivant représente les valeurs nominales et de design des débits de captage et de production dans la station de Ténès.

Tableau 3-1 Débits de captage et de production dans la station de dessalement de Ténès : valeurs nominales et de design

Nécessités	Débit de captage (m³/j)	Débit de production (m³/j)
Nominale	448.889	200.000
Design	468.406	208.696

3.1.3 Caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute sont données dans le tableau III.2

Tableau 3-2 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute

Paramètres	Unités	Valeurs minimales	Valeurs maximales
Température	°C	14	26
Total de Matière Solides en Suspension (TSS)	Ppm	1	10
Total de Matières Solides Dissoutes (TDS)	Ppm	35000	39000
Pétrole et hydrocarbures	Ppm	N/A	<0,05
Chlorure	Ppm	19000	22000
Calcium	Ppm	N/A	490
Sulfate	Ppm	N/A	3200
Strontium	Ppm	N/A	10
Barium	Ppm	N/A	0,3
Magnésium	Ppm	N/A	1550
Bores	Ppm	N/A	5

3.1.4 Normes et qualité attendue de l'eau produite

Les valeurs garanties pour l'eau traitée seront conformes aux paramètres suivants :

- pH : 7,0 - 8,5 ;
- Indice de Langelier : 0 - 0,4 ;
- Alcalinité : 60 ppm de $CaCO_3$(valeur minimale) ;
- Dureté totale : 80 <DT< 150 ppm de $CaCO_3$;
- Matière totale dissoute : 150 < MTD< 500 ppm ;
- Bore : ≤ 1 mg/l (valeur annuelle moyenne).

3.1.5 Processus de dessalement TENES

La ligne de traitement élaborée pour l'usine de dessalement d'eau de mer de Ténès comprend les étapes suivantes :

3.1.5.1 Prise en mer (Intake)

La capacité de captage nécessaire à la production de l'usine est de 468 406 m³/j. L'eau de mer est prélevée via deux conduites de 1 800 mm de diamètre chacune, posées sur le fond marin, permettant un débit maximal de 540 000 m³/j, soit une capacité excédentaire de 13,26 %.

Chaque conduite est équipée à son extrémité d'une tour de captage située à 500 m du rivage, à une profondeur de 8 à 10 m, afin de limiter l'entrée de sable et de débris. Le transfert de l'eau vers la station est assuré par quatre pompes de 4 879 m³/h, avec une pompe de secours prévue.

3.1.5.2 Prétraitement

Désinfection

La désinfection de l'eau de mer est assurée par injection d'hypochlorite de sodium (NaOCl) dans l'émissaire sous-marin et la chambre d'aspiration. Ce dernier est produit sur site par électrolyse où l'eau de mer est traversée par un courant électrique, générant du chlore (Cl_2) et de la soude (NaOH), qui réagissent pour former l'hypochlorite de sodium.

Le dosage est effectué par une pompe doseuse à débit réglable (10–100 %), pilotées automatiquement depuis le panneau de commande. Le dosage prévu est de 5 ppm pour un débit d'eau de mer de 19 517 m³/h**.**

Coagulation-floculation

Le procédé de coagulation-floculation mis en œuvre dans la station repose sur l'utilisation combinée du chlorure ferrique ($FeCl_3$) comme coagulant et d'un polyélectrolyte comme floculant, avec un système d'injection et de dilution adapté aux débits importants de la station.

Coagulation

Le mélange initial du coagulant est réalisé par l'action des pompes d'eau de mer**,** qui jouent ici un double rôle : transport du fluide et création de turbulences favorables à la dispersion rapide du chlorure ferrique dans l'eau brute.

Le coagulant est injecté à une dose de 6 ppm de produit pur, équivalent d'une quantité de 292.8 kg/h de produit commercial, dilué à 20 %, pour un débit de 1 464 L/h, via 10 pompes de dosage opérationnelles (débit unitaire de 145 L/h sous 8 bars). Le mélange est assuré par les pompes d'eau de mer, qui créent une turbulence suffisante dans la conduite entre les pompes et les filtres à sable.

La croissance des microparticules s'effectue ensuite le long du trajet d'impulsion situé entre les pompes et les filtres à sable, profitant du temps de contact disponible dans cette conduite pour initier les mécanismes de destabilisation colloïdale et de formation de flocs.

Floculation

Le floculant, préparé automatiquement (maturation de 1 h), est injecté à l'entrée de l'eau dans la chambre de partition des filtres, à raison de 19,52 kg/h de produit pur, soit environ 3903 L/h de solution diluée à 0,5 %, afin de renforcer la formation de flocs.

Étapes complémentaires du prétraitement

Après la coagulation-floculation, l'eau subit une filtration sur sable, suivie de plusieurs dosages chimiques : CO_2 pour abaisser le pH, bisulfite de sodium pour éliminer le chlore résiduel, et anti-scalant pour prévenir l'entartrage.

Ces traitements assurent la stabilité physico-chimique de l'eau avant son passage dans des filtres à cartouche, où l'indice SDI est contrôlé pour protéger les membranes d'osmose inverse.

3.1.5.3 L'osmose inverse

L'étape d'osmose inverse est réalisée sous haute pression (55 à 85 bars) pour vaincre la pression osmotique des pertes de charges du système afin d'assurer le transfert à travers les membranes, avec un système composé de 5 pompes à haute pression, dont 4 en fonctionnement et une de secours. Douze lignes (racks) d'osmose inverse produisent chacune 17,391 m³/jour, totalisant une capacité de 208,696 m³/jour. Le taux de conversion est de 45 %, indiquant l'efficacité du processus en termes de conversion de l'eau de mer en eau dessalée.

3.1.6 Critique du procédé de prétraitement par coagulation-floculation

Bien que le procédé de coagulation-floculation actuellement mis en œuvre dans la station repose sur une combinaison classique entre le chlorure ferrique ($FeCl_3$) comme coagulant et un polyélectrolyte comme floculant, son efficacité réelle demeure sujette à plusieurs limitations techniques et conceptuelles qui compromettent la performance du traitement, notamment lors des épisodes de crues.

- Mélange initial : utilisation des pompes d'eau de mer

Le mélange du coagulant s'effectue exclusivement par les pompes de circulation de l'eau de mer. Celles-ci jouent un double rôle : transporter le fluide et générer une turbulence suffisante pour assurer un brassage rapide du coagulant. Bien que cette solution soit économiquement avantageuse et permette un premier contact entre le $FeCl_3$ et les colloïdes, elle présente néanmoins plusieurs inconvénients majeurs:

- Absence de contrôle du gradient de vitesse (G) :

Le gradient hydraulique appliqué n'est ni mesuré ni ajustable. Or, une coagulation efficace nécessite une agitation initiale rapide mais contrôlée. Dans ce cas, le brassage dépend entièrement du débit et de la configuration des pompes, ce qui introduit une variabilité non maîtrisée.

- Risque de sous-agitation ou de sur-agitation :

Certaines zones peuvent connaître une agitation insuffisante (mauvaise dispersion du coagulant), tandis que d'autres peuvent être trop turbulentes, provoquant la dissolution ou le cisaillement des flocs naissants.

- Absence d'une zone dédiée à la floculation

L'étape de floculation est cruciale pour permettre aux particules déstabilisées de s'agréger en flocs suffisamment gros et denses pour être éliminés par décantation ou filtration. Dans la configuration actuelle :

Le floculant (polyélectrolyte), est injecté à l'entrée des filtres à sable, sans qu'il y ait une zone de floculation lente ou un temps de maturation hydraulique suffisant. La croissance des flocs est donc incomplète. Les particules n'ont ni le temps (temps de séjour insuffisant), ni les conditions hydrodynamiques favorables (G modéré de 20–80 s^{-1}) pour former des agrégats stables. Cela compromet gravement l'efficacité de la séparation solide-liquide.

- **Absence d'une véritable étape de décantation**

Les flocs formés lors de la coagulation-floculation sont directement dirigés vers les filtres à sable, où ils sont censés être retenus puis éliminés par lavage. Cette approche peut s'avérer acceptable pour des eaux brutes faiblement chargées (TSS < 10 mg/L), cependant elle devient inadéquate en contexte réel, notamment lors des épisodes de crue. Ces périodes induisent une forte augmentation de la turbidité et de la charge en matières en suspension, ce qui surcharge les filtres, augmente la fréquence des lavages, entraîne une consommation excessive d'eau de rinçage, une usure prématurée des équipements et un risque de colmatage ou de dégradation de la qualité de filtration.

- **Inadéquation du procédé en conditions de crue**

Le dimensionnement du prétraitement repose sur une valeur maximale de turbidité fixée à 10 mg/L de MES (matières en suspension), ce qui ne reflète pas la variabilité saisonnière réelle du bassin versant. En période de crue :

- La concentration en MES peut être multipliée par 5 à 10, générant une surcharge hydraulique et particulaire au niveau de la coagulation-floculation.

- Le système actuel n'est pas équipé pour ajuster dynamiquement les doses de réactifs, les temps de contact ou l'énergie de mélange, ce qui provoque des arrêts fréquents de la station dus à l'encrassement des filtres ou à une mauvaise clarification.

Pour conclure, le procédé actuel fonctionne sur un dimensionnement théorique peu représentatif des réalités hydrologiques du site. Il manque de contrôle des paramètres clés (G, temps, dosage adaptatif), d'une véritable zone de floculation, éléments pourtant essentiels pour garantir une coagulation-floculation efficace, en particulier en situation de crise (crues). Cela justifie pleinement la nécessité d'une optimisation approfondie du procédé par :

- La modélisation hydrodynamique du système de mélange.
- L'intégration d'un bassin de floculation dédié, à agitation contrôlée.
- La décantation lestée comme solution robuste pour faire face aux charges particulaires élevées.
- Le pilotage en temps réel basé sur des capteurs de turbidité, pour ajuster les dosages en continu.

Dans ce contexte, une étude du bassin versant s'impose pour quantifier précisément la MES et orienter la modélisation du prétraitement

3.2 L'étude du bassin versant de Maïnis

3.2.1 Méthodologie SIG

L'exploitation des Systèmes d'Information Géographique (SIG) dans l'analyse des bassins versants constitue une approche robuste pour la compréhension des phénomènes hydrologiques, géomorphologiques et d'occupation du sol. Dans le cadre de cette étude, la plateforme **ArcGIS 10.8** a été utilisée pour structurer, analyser et modéliser les données spatiales du bassin versant de Maïnis.

3.2.1.1 Données sources

Les données mobilisées dans le cadre de cette étude proviennent de sources fiables et diversifiées, permettant une analyse rigoureuse du bassin versant étudié. Il s'agit notamment de :

- **Modèle Numérique de Terrain (MNT)** à une résolution de 30 mètres, utilisé pour l'élaboration des cartes de pentes, la détermination des directions et accumulations de flux, ainsi que la délimitation automatique du bassin versant ;
- **Images satellites multispectrales** de type Landsat 8 ou Sentinel-2, exploitées dans le cadre d'une classification supervisée de l'occupation du sol ;
- **Indice de Végétation par Différence Normalisée (NDVI)**, dérivé des bandes spectrales rouge et proche infrarouge, fournissant des informations sur la densité et l'état de santé de la couverture végétale ;
- **Données pluviométriques** enregistrées à la station de Tenès (code 020205), couvrant la période 1957–2007, fournies par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH).

3.2.1.2 Traitements SIG effectués sous ArcGIS

Plusieurs traitements ont été effectués à l'aide de l'extension Spatial Analyst d'ArcGIS, afin de permettre une modélisation précise des caractéristiques hydrologiques du bassin versant de Maïnis. Le processus méthodologique s'est articulé autour des étapes suivantes :

- **Prétraitement du Modèle Numérique de Terrain (MNT)** : Le MNT a d'abord été corrigé par l'opération de remplissage des dépressions (Fill), afin d'éliminer les artefacts topographiques susceptibles d'altérer le calcul des écoulements de surface. Cette étape garantit la continuité hydraulique du modèle.
- **Détermination de la direction d'écoulement** (Flow Direction) : Ce traitement permet d'attribuer à chaque cellule du raster une direction d'écoulement basée sur la plus forte pente descendante. Il constitue une étape clé dans la structuration du réseau hydrographique.
- **Calcul de l'accumulation de flux** (Flow Accumulation) : Cette opération identifie les zones d'accumulation préférentielles des eaux de ruissellement, et permet de localiser les talwegs, les axes d'écoulement principaux ainsi que les exutoires potentiels.
- **Délimitation automatique du bassin versant** (Watershed) : En s'appuyant sur la carte de direction d'écoulement et sur la position de l'exutoire, cet outil trace les limites hydrologiques du bassin versant, en définissant la zone contributive en amont.

- **Génération de la carte des pentes** (Slope) : Issue du MNT, cette carte met en évidence les gradients topographiques. Les zones à forte pente sont d'un intérêt particulier car elles influencent directement la vitesse du ruissellement et les phénomènes d'érosion.
- **Classification supervisée de l'occupation du sol** : Une classification par la méthode du Maximum de vraisemblance a été appliquée à une image multispectrale (Landsat ou Sentinel), afin d'identifier les différentes classes d'occupation du sol. Cette carte permet de relier la nature des surfaces à leur comportement hydrologique (infiltration, ruissellement, érosion).

Ces traitements combinés constituent une base solide pour l'analyse spatiale du fonctionnement hydrologique du bassin versant et servent d'entrée à l'estimation des débits et à la modélisation des risques liés à la turbidité.

Apports scientifiques de la méthode SIG

L'usage de ces outils permet une lecture intégrée du fonctionnement du bassin versant. Les SIG offrent :

- Une précision spatiale des paramètres physiques du bassin (pente, réseau hydrographique, surfaces imperméables),
- Une capacité à modéliser le comportement hydrologique (temps de concentration, zones de ruissellement prioritaire),
- Une base solide pour coupler les analyses spatiales aux modèles hydrologiques empiriques ou déterministes(ex. méthode rationnelle, SWMM, HEC-HMS).

3.2.1.3 Étapes méthodologiques dans ArcGIS

3.2.1.3.1 Délimitation du bassin versant

La carte présentée illustre la délimitation spatiale du bassin versant de Maïnis, situé dans la région côtière de Ténès, en aval immédiat de la mer Méditerranée. Cette délimitation, est obtenue à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) traité sous SIG (ArcGIS), repose sur le tracé du contour hydrologique qui sépare la zone contributive des zones adjacentes.

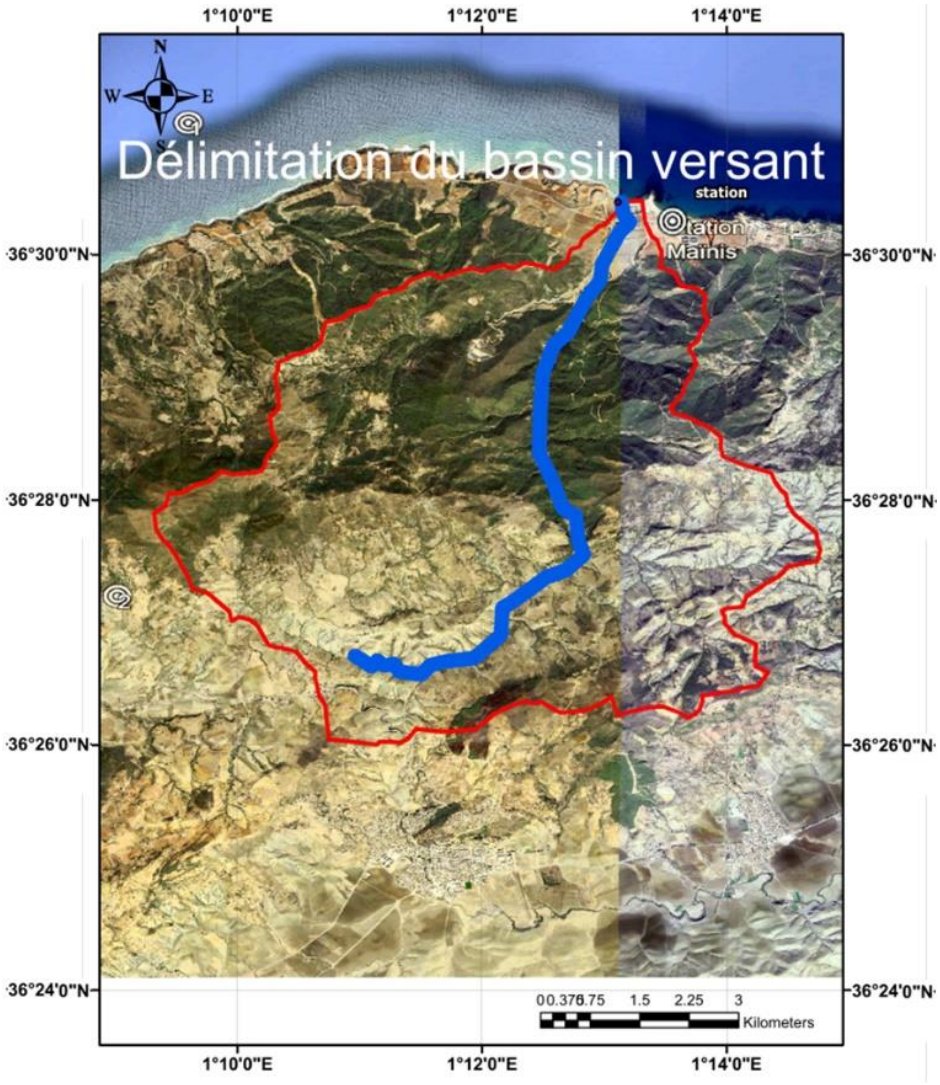


Figure 3-1:carte de la délimitation du bassin versant.4

La figure montre :

- **Limite du bassin versant** : Elle est représentée par une ligne rouge continue qui définit précisément l'ensemble de la surface drainée par le réseau hydrographique principal. Cette ligne marque la frontière topographique au-delà de laquelle les eaux ne convergent pas vers l'exutoire de Maïnis
- **Réseau hydrographique principal** : La rivière principale (en bleu) traverse le bassin selon un axe sud-ouest / nord-est, rejoignant la mer à proximité de la station de dessalement. Ce cours d'eau constitue le talweg majeur du bassin, jouant un rôle central dans la concentration du ruissellement
- **Exutoire** : Situé en bordure nord, l'exutoire est précisément localisé à proximité de la station de dessalement, ce qui souligne l'enjeu stratégique de la maîtrise des écoulements et de la qualité de l'eau en période de crue.

Conclusion

La figure de délimitation met en évidence :

- Une superficie totale de 3970 hectares, soit 39.7 km²,
- Un réseau hydrographique bien défini,
- Un exutoire situé en bord de mer, au niveau de la prise d'eau de la station de dessalement**.**

3.2.1.3.2 Analyse spatiale des pentes dans le bassin versant de Maïnis

La carte présentée illustre la **répartition spatiale des pentes** dans le bassin versant de Maïnis, exprimée en pourcentage (%) à partir d'un traitement du Modèle Numérique de Terrain (MNT) dans un Système d'Information Géographique (ArcGIS – outil Slope). Cette analyse morphométrique constitue un indicateur fondamental pour évaluer le potentiel de ruissellement et les risques d'érosion.

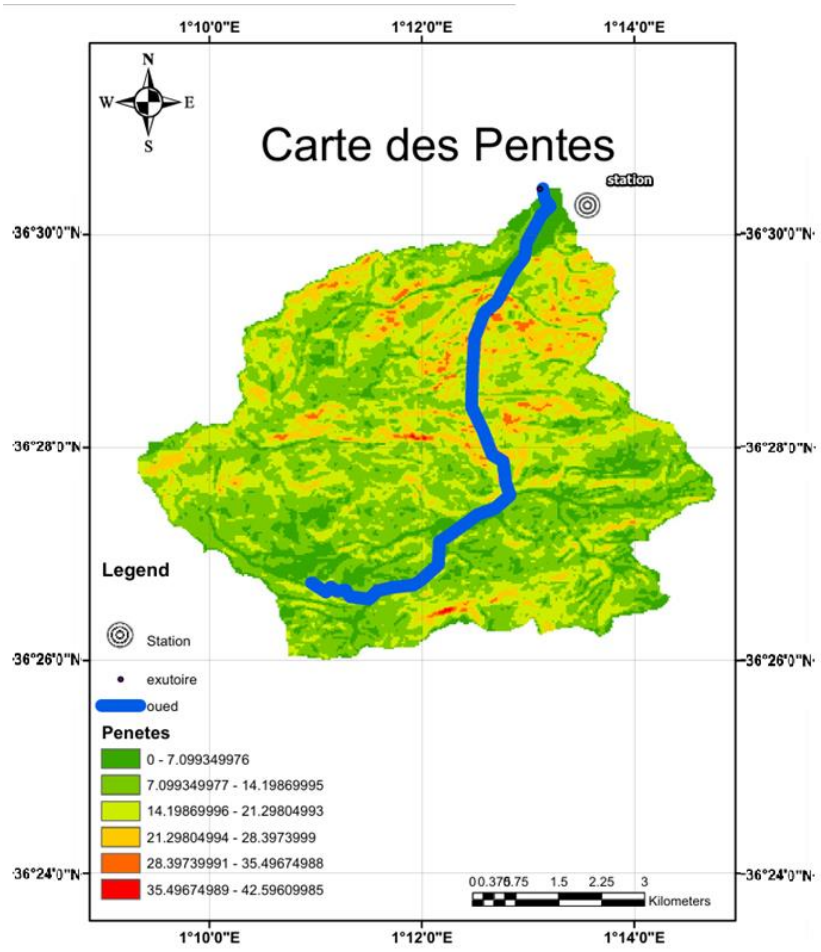


Figure 3-2:carte des pentes

Le tableau ci-après résume la distribution des classes de pente et leur impact hydrologique au sein du bassin versant.

Tableau 3-3:La distribution des classes de pente et leur interprétation hydrologique au sein du bassin versant de Mainis

Classe	Intervalle de pente (%)	Surface estimée (%)	Interprétation hydrologique
Classe 1	0 – 7.1	~22 %	• Zones plates à ruissellement lent • forte capacité d'infiltration • faible érosion.
Classe 2	7.1 – 14.2	~30 %	• Pentes modérées • ruissellement maîtrisable • dépendance à la couverture végétale.
Classe 3	14.2 – 21.3	~20 %	• Ruissellement plus rapide • érosion modérée • zones de transition critiques.
Classe 4	21.3 – 28.4	~13 %	• Pentes fortes • ruissellement rapide • infiltration faible • érosion accrue.
Classe 5	28.4 – 35.5	~9 %	• forte vitesse de ruissellement • instabilité des sols.
Classe 6	35.5 – 42.6	~6 %	• Pentes extrêmes • zones hautement érosives • prioritaires en gestion du risque.

Conclusion

Les fortes pentes situées en amont du bassin versant jouent un rôle prépondérant dans la dynamique des crues, en constituant des zones contributives prioritaires au ruissellement et

à l'export des sédiments, ce qui accentue la turbidité à l'exutoire. Ce gradient topographique conditionne directement deux facteurs clés du fonctionnement hydrologique :

- une réduction du temps de concentration, favorisant des réponses hydrologiques rapides,
- une augmentation de la capacité d'entraînement des matières en suspension (MES), particulièrement en l'absence de couverture végétale.

3.2.1.3.3 Carte d'occupation du sol

La carte d'occupation du sol du bassin versant de Maïnis a été élaborée à partir d'une image satellite multispectrale, traitée à l'aide d'une classification supervisée selon l'algorithme du Maximum de vraisemblance. Ce traitement a permis de distinguer les grandes classes de couverture du sol influençant directement les processus d'infiltration, de ruissellement et d'érosion.

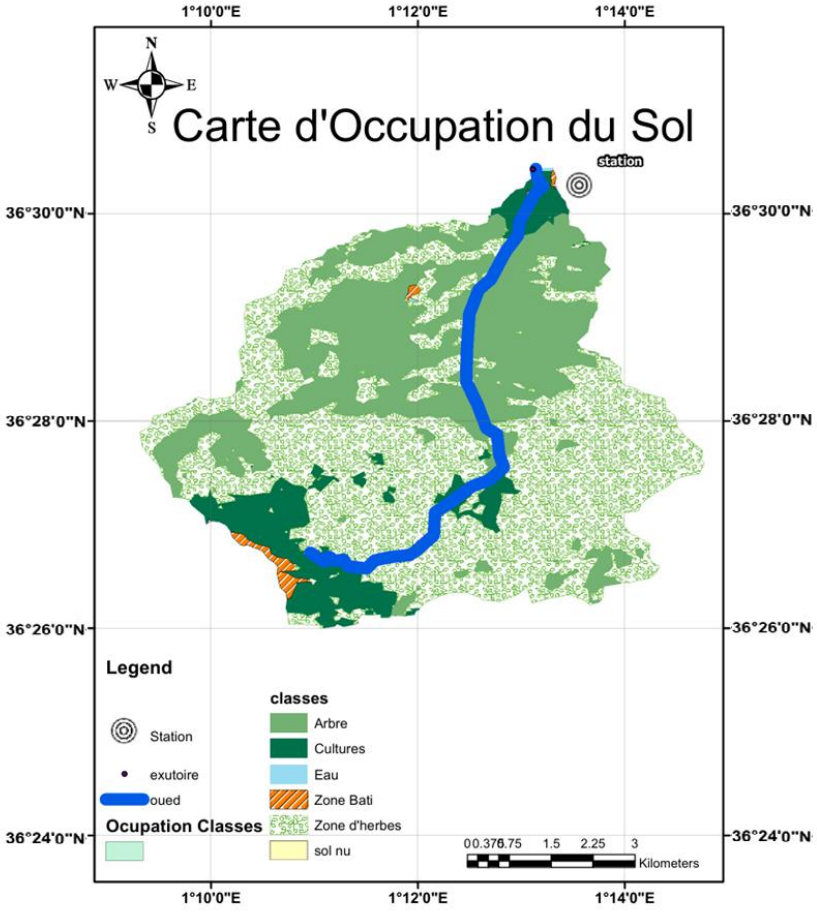


Figure 3-3:carte d'occupation du sol

Les résultats de la classification sont synthétisés dans le tableau suivant :

Tableau 3-4:Répartition spatiale des classes d'occupation du sol

Classe d'occupation	Description	Surface estimée (%)	Interprétation hydrologique
Arbre	Forêts	25 %	• Infiltration élevée • ruissellement ralenti • faible érosion • barrière naturelle à la turbidité
Cultures	Terres agricoles	30 %	• Ruissellement superficiel fort • forte exportation de MES • impact direct sur la turbidité
Zone d'herbes	Pâturages, friches végétales	15 %	• Effet tampon modéré • dépendance à la densité végétale • rôle variable selon la saison
Zone bâtie	Espaces urbanisés (habitat, routes)	15%	• Imperméabilisation • ruissellement concentré • absence de filtration • transport rapide de sédiments
Sol nu	Sols exposés, sans couverture	10 %	• Forte vulnérabilité à l'érosion hydrique hotspots de production sédimentaire
Plans d'eau	Cours d'eau principal et	5 %	• Collecte et transport de MES • rôle central dans la dynamique

Classe d'occupation	Description	Surface estimée (%)	Interprétation hydrologique
	affluents		de la turbidité à l'exutoire

Conclusion

L'analyse de l'occupation du sol du bassin de Maïnis met en évidence une **forte vulnérabilité à l'érosion diffuse**, directement liée à la prépondérance des terres agricoles et au manque de couverture végétale permanente.

Le réseau d'oueds agit comme un révélateur spatial de la turbidité, concentrant les apports solides du bassin. Une gestion intégrée des terres et de l'eau est donc cruciale pour maîtriser les flux sédimentaires et protéger la qualité hydrique du bassin.

3.2.1.3.4 Carte NDVI (Normalized Difference Vegetation Index).

L'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) est un indicateur quantitatif du niveau de couverture végétale, obtenu à partir de données satellitaires. Il permet de caractériser l'état de la végétation selon une échelle de valeurs comprises entre -1 et +1. Dans le cadre de cette étude, la carte NDVI du bassin versant de Maïnis permet d'identifier les zones à forte ou faible densité végétale, en lien avec les dynamiques d'érosion et de ruissellement.

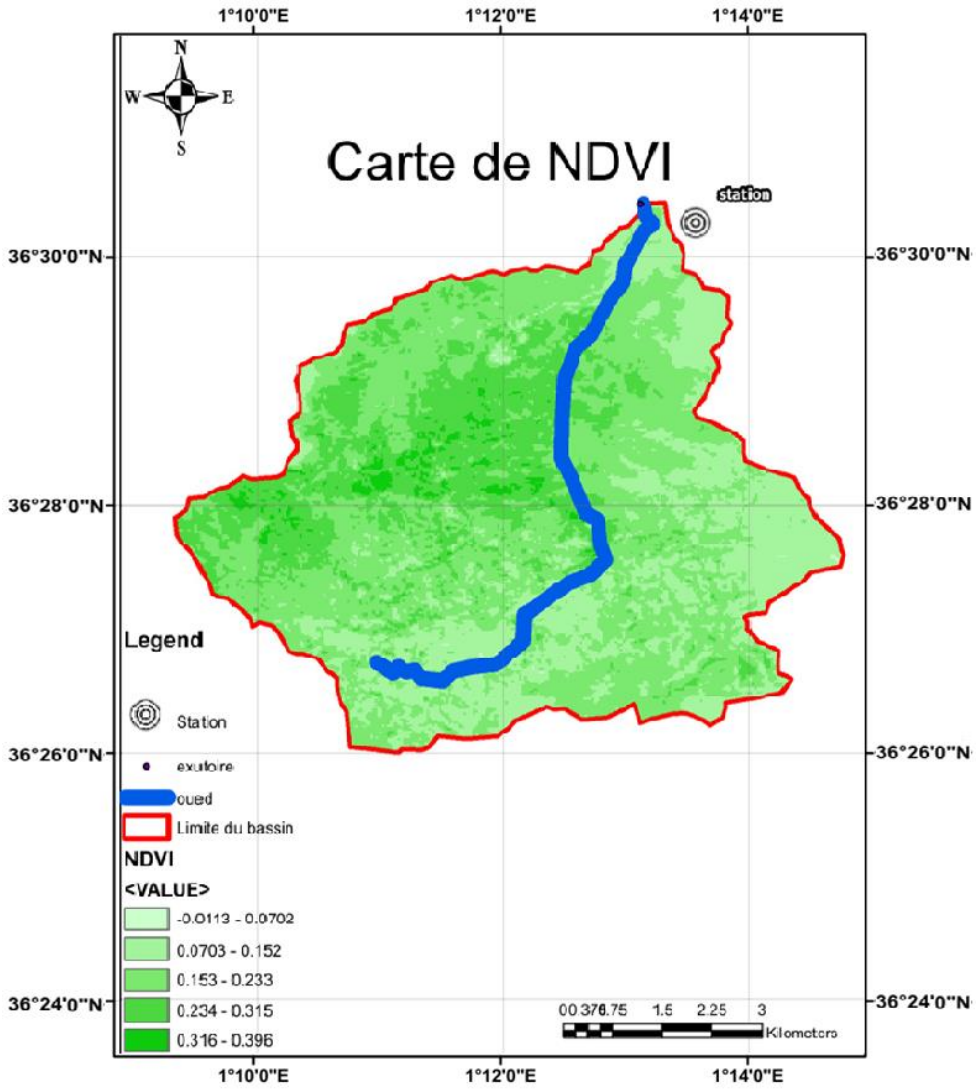


Figure 3-4:Carte NDVI Normalized Difference Vegetation Index

L'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) est un indicateur biophysique qui permet d'évaluer l'état de la couverture végétale en surface à partir d'imageries satellitaires. Il repose sur la différence entre les bandes du proche infrarouge (fortement réfléchi par la végétation) et du rouge (fortement absorbé par la chlorophylle). Cette cartographie NDVI constitue un outil d'aide à la décision pour identifier les zones vulnérables à la dégradation et optimiser les interventions de gestion environnementale.

Classification des valeurs NDVI et distribution spatiale

La carte NDVI du bassin de Maïnis a été classée en cinq classes, selon la densité et la vigueur de la végétation. La répartition des surfaces par classe est synthétisée dans le tableau suivant :

Tableau 3-5:répartition des surfaces par classe et leur interprétation

Classes	Intervalle NDVI	Interprétation	% Surface approximatif
1	-0.0113 – 0.0702	Sols nus ou très faible couverture végétale	18 %
2	0.0703 – 0.152	Végétation très clairsemée	33 %
3	0.153 – 0.233	Végétation modérée, cultures saisonnières	27 %
4	0.234 – 0.315	Végétation relativement dense (zones agricoles pérennes, vergers)	14 %
5	0.316 – 0.395	Couvert végétal dense (ripisylves, forêts)	8 %

L'analyse du NDVI montre que plus de 50 % du bassin (classes 1 et 2) présentent une très faible couverture végétale, ce qui accroît considérablement la vulnérabilité à l'érosion hydrique. L'absence de végétation favorise l'impact direct des gouttes de pluie, le ruissellement concentré et l'encroûtement des sols, en particulier sur les versants inclinés.

Les zones à NDVI modéré (classe 3), représentant 2**7 %** de la surface, offrent une protection partielle, mais leur végétation saisonnière laisse les sols exposés durant les périodes critiques de précipitations.

À l'inverse, les zones **à** NDVI élevé (classes 4 et 5, soit 22 %) jouent un rôle protecteur essentiel, en stabilisant les sols et en réduisant les apports solides vers le réseau hydrographique. Elles constituent des zones prioritaires à préserver dans une optique de gestion durable de l'érosion.

Conclusion

La faible densité de couverture végétale, révélée par le NDVI, rend une large portion du bassin versant de Maïnis vulnérable à l'érosion hydrique. Cette érosion accentue le transport des sédiments vers l'exutoire, provoquant des pics de turbidité à la station de dessalement. Le renforcement du couvert végétal constitue ainsi un levier essentiel pour limiter ces apports solides.

3.2.2 Ajustement statistique de la série pluviométrique

Dans le bassin versant de Maïnis, les précipitations présentent un comportement irrégulier marqué, typique des zones à climat méditerranéen. Cette irrégularité induit une distribution dissymétrique des valeurs annuelles extrêmes, rendant nécessaire l'ajustement de la série pluviométrique à des lois statistiques adaptées aux extrêmes. Trois modèles probabilistes ont été retenus pour cette analyse :

- La loi de Gumbel**,** fréquemment utilisée pour les séries de maximums hydrologiques,
- La loi log-normale (ou loi de Galton)**,** adaptée aux données asymétriques,
- La loi GEV **(**généralisée des valeurs extrêmes**)**, plus flexible grâce à son paramètre de forme.

3.2.2.1 La série des données pluviométriques

Le travail a été effectué avec la série de la station pluviométrique de TENES (code : 020205),

La station fournit une série pluviométrique comportant les pluies maximales mensuelles et annuelles. Cette série s'étend sur une période d'observation de 67 ans (1940/2007), La série des précipitations maximales journalières est donnée dans le tableau suivant :

MINISTÈRE DES RESSOURCES EN EAU
AGENCE NATIONALE DES RESSOURCES HYDRAULIQUES
Crée par décret N° 81 / 167 du 25 juillet 1981 - Compte Trésorerie d'Alger N° 402.003.221
ANRH / D.R.C : Route de Guarrouaou BP . 150 Soumaa - Tél. : 025 39.90.25 - Fax :025 39.90.24 - Télex : 62.13 Email : drc@anrh.dz

PLUVIOMETRIE MENSUELLE ENREGISTREE A LA STATION DE TENES
CODE 020205 PERIODE 1940/1997

à la demande de TENES LILMIYAH

année		sept	oct	nov	dec	janv	fev	mars	avril	mai	juin	juil	aout	total
1940	PJ max (mm)	0,3	33,3	22,2	34,8	6	10,7	60,5	19,1	19,4	2,5	0,4	0,5	60,5
	Totaux (mm)	0,3	130,6	46,6	64,1	22,9	39,6	74,9	48,9	28,2	2,5	0,4	0,5	459,5
1942	PJ max (mm)	21,4	2	36,7	55,2	9,4	57,8	51	2,4	28	0	0	0	57,8
	Totaux (mm)	42	2,6	123,2	265	35,7	133,2	180,6	5,3	47,4	0	0	0	835
1943	PJ max (mm)	25,5	27,7	24,5	67,9	1,3	18	18	6,3	4	7,3	0	2,9	67,9
	Totaux (mm)	68	81,6	133,7	228,3	1,6	120,5	19,6	17	4	9,8	0	2,9	687
1944	PJ max (mm)	21,2	23	11,4	57,1	27	10	12,5	0	12,4	5,4	0	4,9	57,1
	Totaux (mm)	58,8	56,4	14,1	121	96,3	13	12,8	0	12,4	8	0	4,9	397,7
1945	PJ max (mm)	2,6	10	28,2	13	80,1	56,2	30,6	35,3	21,5	13,3	0	0,1	80,1
	Totaux (mm)	2,6	22,1	91,2	19,4	328,5	62,7	61,8	133,3	51,5	13,5	0	0,1	786,7
1946	PJ max (mm)	0	33	13	8,8	13,1	35,8	6,6	4,5	11,8	0,2	0,8	12,1	35,8
	Totaux (mm)	0	33	53,5	57,2	50,7	100,1	7,8	6,4	33,5	0,2	0,8	24,5	367,7
1947	PJ max (mm)	47	31,7	14,8	26,9	36	24,9	1,6	2,8	16,7	0	10,2	0	47
	Totaux (mm)	52,3	43,1	22,2	166,2	105,5	76,6	1,9	9,4	34,2	0	10,2	0	521,6
1948	PJ max (mm)	0,3	50	1,5	6,8	20	22	11,5	36,2	32,5	1,5	0	0	50
	Totaux (mm)	0,3	153	2,7	18,8	80,7	43,3	46,2	60,5	45,5	2,3	0	0	453,3
1949	PJ max (mm)	14,2	3,9	18,5	27,5	48,3	12,5	64	13	16,9	3,5	0	0	64
	Totaux (mm)	19,2	4	68,6	59	122,1	17,5	91,3	35	28,3	3,5	0	0	448,5
1950	PJ max (mm)	51	44	7	24	20	12,8	22	17,9	26,3	3,4	0	0	51
	Totaux (mm)	65	92,7	14,5	109,9	69,8	50,6	53,2	22,7	62,1	3,4	0	0	543,9
1951	PJ max (mm)	19,8	51	27	23	26,5	26	4,5	76,6	41	0	5,3	13,4	76,6
	Totaux (mm)	27,3	128,2	67,5	38,5	113,5	54,5	4,5	141	96,9	0	5,3	14,5	691,7
1952	PJ max (mm)	2,3	16,5	51,8	7	16,5	21	26,5	10,3	46,5	15	0	1,5	51,8
	Totaux (mm)	2,3	26	87,9	25,7	49,5	55	115	10,3	48,5	21,5	0	1,5	443,2
1953	PJ max (mm)	19,5	38,5	21,5	30	24	22	14,5	60	8,5	7	0	0	60
	Totaux (mm)	48,2	132,9	23,6	88	93	82,8	58,9	226	8,5	9	0	0	770,9
1954	PJ max (mm)	0	12	30	28	59	22	22	35	0	21,5	3	0	59
	Totaux (mm)	0	23	32	62	155	55,5	81,5	95,5	0	33,6	4	0	542,1
1955	PJ max (mm)	24	22	33	18	23,5	62	7	22	6	4	3	0	62
	Totaux (mm)	57,5	38	57,5	38	81,5	243	20,5	67	10	6	3	0	622
1956	PJ max (mm)	9,5	60	21,5	42	36	0	18	29	19,5	2	1	0	60
	Totaux (mm)	9,5	93	103,5	81	104	0	46	108	36,5	5,5	1	0	588
1957	PJ max (mm)	5	21	38	71,5	50	20	6	30	0,5	3	1,8	0	71,5
	Totaux (mm)	5	106,5	186	205,5	210,5	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
1958	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
	Totaux (mm)	0	123,5	196,5	89	43,5	87,8	26	14	85	28,5	0	1	694,8
1960	PJ max (mm)	41	26	65,4	20	25	18	15	12	12	3	0,3	0,3	65,4
	Totaux (mm)	66,5	83,5	106,4	83	83	42	43	26	30	3,5	0,3	0,3	567,5
1961	PJ max (mm)	9	3,5	10	20	66	0	2,5	28	2	15,8	3	0,5	66
	Totaux (mm)	9	5,5	15	124,5	202	0	6,5	32,5	2,5	28	3	0,5	429
1962	PJ max (mm)	1	17	28,2	10	15	115	36,2	19,5	8,5	22,4	0	0	115
	Totaux (mm)	2	36,5	105,3	34	54	212	98,5	47	14,2	53,5	0	0	657
1963	PJ max (mm)	0	6	30	28	35	48	14	14	42	5	0,3	0	48
	Totaux (mm)	0	8	151	71,8	83	141,5	21	18	81	10,5	0,5	0	586,3
1964	PJ max (mm)	14,6	16	25	54	27,2	23,5	27,2	29,5	0,2	7,3	0	0,4	54
	Totaux (mm)	27,1	16	47	249,4	96,2	74,4	64,9	103,6	0,2	14,8	0	0,4	694
1965	PJ max (mm)	0	25	13,7	20	72	15,5	8,5	28	0,2	13,5	0	0	72
	Totaux (mm)	0	79,6	45,7	109,5	173	60,6	25,3	86,3	0,2	13,5	0	0	593,7
1966	PJ max (mm)	15,3	59,7	24,5	4	10	25,2	3	130	6,5	20	0	3,4	130
	Totaux (mm)	28,2	130,1	81,1	12,9	32,9	72,6	8,7	220,7	13,5	33,2	0	3,4	637,3
1967	PJ max (mm)	6,7	80	31,5	77	6,5	14	28	14,4	50,5	0,2	0	0	80
	Totaux (mm)	9,7	96,4	87,7	297,5	11,6	69,3	65,2	45,4	139,3	0,2	0	0	822,3
1968	PJ max (mm)	2	0	36	40	35,6	17	13	39,5	24	19	0	0	40
	Totaux (mm)	4	0	58,6	123,9	49,2	56,9	43,7	84	35	23,1	0	0	478,4
1969	PJ max (mm)	10	135	10,2	72,5	18	1	16,7	26,2	17,2	3,5	0	0	135
	Totaux (mm)	26,8	323	41,5	179,2	76,5	1	50,4	56,2	33,7	5	0	0	793,3
1970	PJ max (mm)	3	79,7	0	27	58	14,8	44,2	11,5	80,5	2,5	3,5	0	80,5
	Totaux (mm)	3	121,3	0	130,6	188,3	15,6	89,1	45,4	115,7	3,5	4,3	0	716,8
1971	PJ max (mm)	26,5	19	60	46	55	26,5	68,5	28	30	11	0	0,2	68,5
	Totaux (mm)	48,5	48	177,5	110,2	220,2	96,5	204	86,5	103	17,3	0	0,2	1111,9
1972	PJ max (mm)	82	39	14	14	69	26	24	7	0	12	1	1	82
	Totaux (mm)	173,7	94	28,2	86,5	137,5	111	72	12,5	0	27,5	2	1	745,9
1973	PJ max (mm)	3,2	35	4	6,5	6	37	32,5	37	1	4	0	0	37
	Totaux (mm)	5,2	66,5	12,5	25,4	11	92,3	111,8	125	1	9,2	0	0	459,9
1975	PJ max (mm)	35,5		43,8	5,5	19,5	5,5	5,9	37	18,5	12		1,5	
	Totaux (mm)	35,5		106,7	10,3	22,8	21,3	23,4	87,5	95,5	15,5		1,5	
1977	PJ max (mm)	7	7,5	22	8	31,5	5	25	44	23	1	0	0	44
	Totaux (mm)	7	7,5	118	22	85	8,5	71,5	120	37	1	0	0	477,5

Tableau 3-6:Série des données pluviométriques des pluies maximales mensuelles et annuelles

وزارة الموارد المائية
MINISTÈRE DES RESSOURCES EN EAU
الوكالة الوطنية للموارد المائية
AGENCE NATIONALE DES RESSOURCES HYDRAULI
Crée par décret N° 81 / 167 du 25 juillet 1981 - Compte Trésorerie d'Alger N° 40

1978	PJ max (mm)	0	73	48	35	10,5	32,5	30	14	1,5	8	0	0	73
	Totaux (mm)	0	209,5	48	52	22	113	67,5	38,5	1,5	16,5	0	0	568,5
1979	PJ max (mm)	18	29	17	35	41	19,5	27	7		1		2	
	Totaux (mm)	44	76	56,5	80	131	32,5	60,5	20,5		1		2,5	
1980	PJ max (mm)	6	7	10,5	40	31,5	18	16,5	31,5	32	6,5	0	1,5	40
	Totaux (mm)	6	14	19	225,5	40,5	58,5	36,5	93	34,5	6,5	0	1,5	535,5
1985	PJ max (mm)	2,2	39	45,9	22,6	27,9	19,3	36,1	5	1	1,1	11,3	0	45,9
	Totaux (mm)	2,2	69,4	119,3	58,2	84,1	63,8	88,5	11,2	1	1,9	11,3	0	510,9
1986	PJ max (mm)	39,3	20,6	44,1	107,8	7	20	6,2	0	3,8	4,7	0	3,3	107,8
	Totaux (mm)	56,6	44,3	91,7	229,4	20,1	109,3	10,6	0	7,6	4,7	0	3,3	577,6
1987	PJ max (mm)	2,4	9,3	30,5	27,4	23	3,9	19	15,8	96,5	1,5	4,7		
	Totaux (mm)	2,4	28,9	79,5	54,5	69,4	8,9	46	34,6	106,3	3	4,7		
1988	PJ max (mm)	0	4,4	34	34,4	8,3	7,3	59,2	22	0	11,8	0	14	59,2
	Totaux (mm)	0	4,4	59,4	79,5	22,3	18,4	111,2	35,6	0	11,8	0	14	356,6
1989	PJ max (mm)	20,6	24,2	20,8	6,8	30,7	0	27,2	55	15,5	0	7,5	0	55
	Totaux (mm)	35,5	24,2	38	15,4	106,2	0	46	94,7	35,8	0	8,5	0	404,3
1990	PJ max (mm)	6,5	22,8	34	24,5	13,2	15,7	53	1,5	18,2	23,4	1,2		
	Totaux (mm)	10,8	60,8	95,6	85,8	49	56,4	110	1,5	33,5	38,6	1,2		
1991	PJ max (mm)	1,2	42	29,8	7,8	43,2	22,3	23	14,2	47,3	25			
	Totaux (mm)	1,2	58,7	60,4	9,3	70,2	28,5	81,5	31	64	36,4			
1992	PJ max (mm)	0	5,6	10,2	21,3	10,5	-999	3,8	24	10,4	0	0	0	
	Totaux (mm)	0	13,1	21,7	61,5	13,5	-999	9,5	63,2	10,4	0	0	0	
1993	PJ max (mm)	6,4	21	12,3	10	68,5	12	2,8	19,2	10	0	0	0	68,5
	Totaux (mm)	10,6	41,3	60,6	20	111,2	44	2,8	36,6	10	0	0	0	337,1
1994	PJ max (mm)	27,5	76,3	43,8	15,8	21	44,5	25	10,3	0	3,2	0	51,2	76,3
	Totaux (mm)	33,9	127,3	58,8	40	60	74,5	80	15,1	0	6,4	0	63,2	559,2
1995	PJ max (mm)	43,8	8	37	35,2	10,3	21	20,5	20,5	7,3	7,8	6,5	0	43,8
	Totaux (mm)	56,5	13,8	75,6	57,8	34,5	107	61	52,5	10,1	7,8	6,5	0	483,1
1996	PJ max (mm)	14,3	8,8	3,7	12,4	23,3	6,3	1,8	48,5	4,3	0	1		
	Totaux (mm)	27,1	16	6,7	30,9	43,3	9,5	1,8	131,9	7,9	0	1		
1997	PJ max (mm)	7,2	23,7	25,8	10	4,8	7,7	43,8	41	24	0	0	1,4	43,8
	Totaux (mm)	16,2	30,3	83,5	11	7,2	17,5	58,1	53,3	89,5	0	0	1,4	368

ANRH / D.R.C : Route de Guarrouaou BP . 150 Soumaa البليدة - الصومعة - 150 . ص ب طريق قرواو : م
Tél. : 025 39.90.25 - Fax :025 39.90.24 - Télex : 62.13 Email : drc@anrh.dz

PLUVIOMETRIE MENSUELLE ENREGISTREE A LA STATION DE TENES
CODE 020205 PERIODE 1998/2007

à la demande de TENES LILMIYAH

année	sept	oct	nov	dec	janv	fev	mars	avril	mai	juin	juil	aout	total
1998													
PJ max (mm)	15	3,1	14,9	13,7	60,6	22,3	8	0	0	5,5	0	2,7	60,6
Totaux (mm)	35,3	8,2	31,7	27	148,4	94,7	23,1	0	0	8,2	0	2,7	379,3
1999													
PJ max (mm)	21,3	7,7	40	34,4	17	1,1	4,4	6,2	44,7	0,3	0	0	44,7
Totaux (mm)	27,3	15,6	151,3	155,8	26,8	1,1	5,9	13,3	44,7	0,3	0	0	442,1
2000													
PJ max (mm)	92	67,5	11,3	3	10,5	8	0	9	12	0	0	0	92
Totaux (mm)	95	91,6	30,7	8,1	32,7	20,7	0	17	14	0	0	0	309,8
2001													
PJ max (mm)	13,1	2,4	48,6	25,5	11,5	3	40,1	18,7	26	1,9	1,3	2,5	48,6
Totaux (mm)	13,8	2,4	82,5	76,5	15,5	5,8	80,4	42,2	38,8	1,9	1,3	2,9	364
2002													
PJ max (mm)	0	10,8	12,4	18,7	18	16,4	4,6	23	29,5	2,6	0	2,5	29,5
Totaux (mm)	0	16,5	34,7	21	88,1	68,5	7,7	53	41,1	2,6	0	2,5	335,7
2003													
PJ max (mm)	2,5	8,3	32,1	21,4	10	6,1	12,5	35,9	34,9	3,2	0	0	35,9
Totaux (mm)	4,2	24,3	73,1	66,6	20,4	18,4	23,5	59,5	74,4	4	0	0	368,4
2004													
PJ max (mm)	0,2	15,4	23,7	32,2	5,9	30,3	22,9	5,4	1,3	0	0	0	32,2
Totaux (mm)	0,2	43,5	57,8	134,8	18,1	100	68,1	11,1	2,6	0	0	0	436,2
2005													
PJ max (mm)	14,3	9,4	32,9	35,2	17,2	20,7	14	11,5	62,5	3,8	0	1,3	62,5
Totaux (mm)	19	23,3	95,3	97,2	75,7	84,6	17,9	15,4	108,8	4,1	0	1,3	542,6
2006													
PJ max (mm)	5,6	2,7	4,5	46,6	8	24,2	1,7	27,2	1,7	0	1,2	1,4	46,6
Totaux (mm)	10	3,2	9,2	267,3	14,4	52,6	5,7	106,1	1,7	0	1,2	1,9	473,3
2007													
PJ max (mm)	24,8	25	78,3	14,2	8	15,9	16	4,3	33,4	12,8	3,4	0	78,3
Totaux (mm)	36,4	82,8	213,5	33,8	23,2	29,6	41,5	4,9	77	25,2	8,9	0	576,8

3.2.2.2 Analyses des données statistiques

L'analyse statistique des données pluviométriques consiste à déterminer les caractéristiques empiriques d'un échantillon d'une série d'observations de précipitations maximales journalières. Les caractéristiques de cette série sont :

- La moyenne interannuelle des précipitations maximales journalières Pmax.j , durant 67 ans d'observation :

$$\overline{P_{\max,j}} = \frac{\sum_{i=1}^{n} P_{\max,j}}{n}$$

$\overline{p_{max,j}}$=63.8

- L'écart type « бPmax,j » , Pour n ≥30 ans on a :

$$\sigma_{P_{\max,j}} = \left[\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{i=n} \left(P_{\max,j} - \overline{P_{\max,j}}\right)^2}{n}} \right]$$

$\sigma_{p_{max,j}}$=22.2

- Coefficient de variation : « Cv » :

$$C_V = \frac{\sigma_{P,\max,j}}{\overline{P_{\max,j}}}$$

Cv=0.386

Tableau 3-7: parametres statistiques de la série

La taille de la série	67
La valeur Min. (mm)	29.5
La valeur Max.(mm)	135
La moyenne (mm)	63.8
L'écart-type (mm)	22.2
La médiane (mm)	60

Ajustement de la série pluviométrique à la loi de Gumbel

La fonction de répartition de la loi de Gumbel

$$F(x) = e^{-e^{-y}}$$

Sachant que « y » est la variable réduite de la loi de Gumbel

$$y = \frac{x - x_0}{\alpha} = -\ln\left[-\ln\left(F(x)\right)\right]$$

Avec :

x : variable étudiée ($P_{max,j}$) ; x_0 : paramètre de position (ordonnée à l'origine).

α : paramètre de l'échelle ($\alpha > 0$) appelé aussi « gradex ».

L'expression de quantile est alors :

$$x = \alpha\, y + x_0$$

Les paramètres de la loi de Gumbel, par la méthode du maximum de vraisemblance :

$$\alpha = \mathbf{15.232} \qquad x_0 = \mathbf{43.1471}\ \text{mm}$$

Résultats de l'ajustement à la loi de Gumbel sont donnés dans le tableau suivant :

Tableau 3-8:Résultats de l'ajustement à la loi de Gumbel

T	Q	XT	STANDARD	I C
100.0	0.9900	131	9.35	112 – 149
50.0	0.9800	119	8.13	103- 135
20.0	0.9500	103	6.53	90.7 – 135
10.0	0.9000	91.5	5.33	81- 102
5.0	0.8000	79	4.14	70.9-87.1
2.0	0.5000	60.1	2.68	54.8-65.4

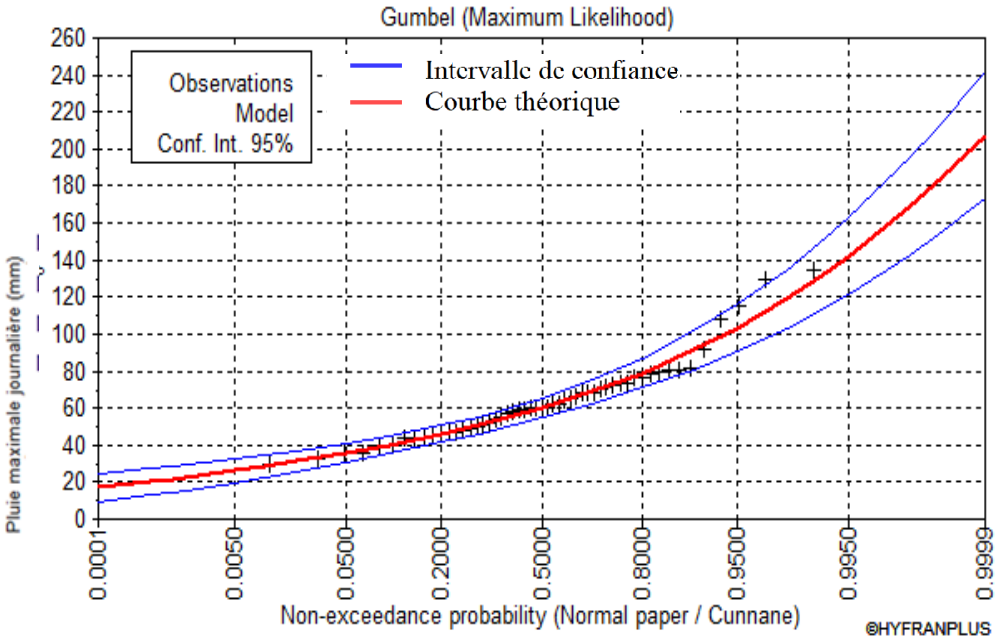


Figure 3-5: Ajustement graphique à la loi Gumbel des Pjmax

3.2.2.3 Ajustement à la loi GEV

La fonction de répartition de la loi d'extrémum généralisée :

$$\mathbf{F(x) = e^{-e^{-y}}}$$

Sachant que « y » est la variable réduite :

$$\mathbf{y = -\frac{1}{k} ln\left[1 - \frac{k}{\alpha}(x - u)\right]}$$

Avec :

x : variable étudiée ($P_{max,j}$).

u : paramètre de position

α : paramètre de dispersion ($\alpha > 0$).

k : paramètre de forme appelé indice des valeurs extrêmes.

L'expression de quantile est alors :

$$\mathbf{x = u + \frac{\alpha}{k}(1 - e^{-ky})}$$

Les paramètres de la loi par la méthode du maximum de vraisemblance :

$$U = \mathbf{53.7591}\ \text{mm} \qquad \alpha = 16.1912 \qquad k = \mathbf{-0.0395961}$$

Résultats de l'ajustement à la loi d'extrémum généralisé :

Tableau 3-9:Résultat de l'ajustement à la loi GEV (Hyfran)

T	Q	XT	STANDARD	I C
100.0	0.9900	135	19	80.30 - 146.5
50.0	0.9800	122	13.9	80.30 - 146.6
20.0	0.9500	105	8.78	80.30 - 146.7
10.0	0.9000	91.9	6.07	80.30 - 146.8
5.0	0.8000	78.8	4.27	80.30 - 146.9
2.0	0.5000	59.7	3.8	80.30 - 146.11

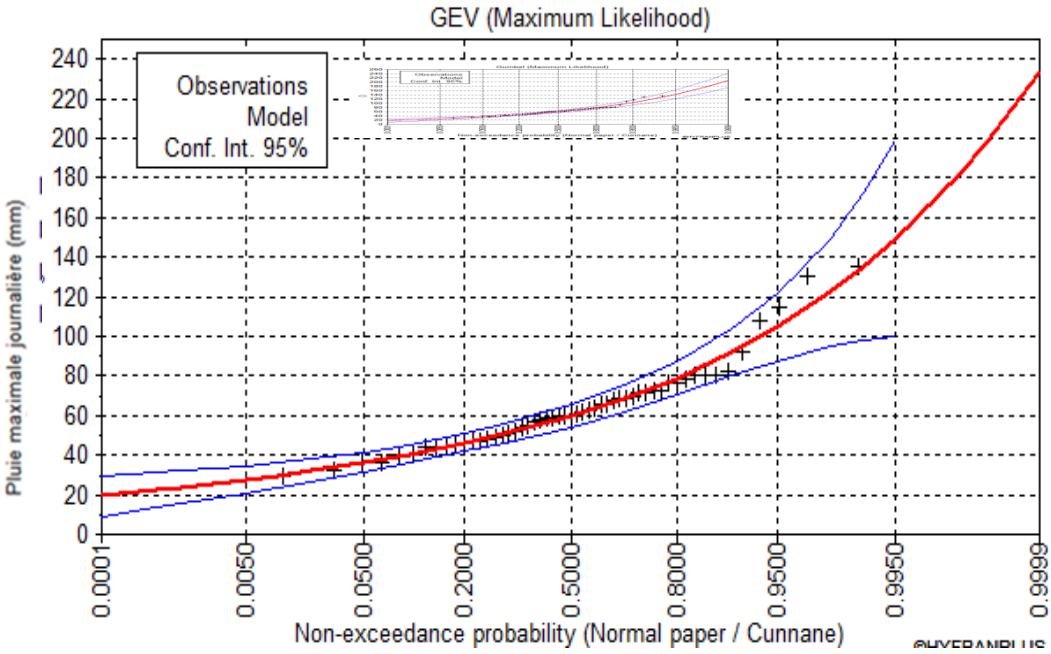


Figure 3-6: Ajustement graphique à la loi GEVdes Pjmax

3.2.2.4 Ajustement à la loi de Galton (Log-normale)

La fonction de répartition de la loi Log-normale :

$$\mathbf{F(x) = \sqrt{2\pi} \int_{-\infty}^{u} e^{\frac{u^2}{2}} du}$$

Sachant que « u » est la variable centrée réduite de Gauss :

$$u = \frac{\ln(x) - \overline{\ln(x)}}{\sigma_{\ln(x)}}$$

Avec :

x : variable étudiée ($P_{max,\,j}$).

$\overline{\ln(x)}$: la moyenne des logarithmes de la variable x

$\sigma_{\ln(x)}$: l'écart-type des logarithmes de la variable x.

L'expression de quantile est alors :

$$\ln(x) = u\,\sigma_{\ln(x)} + \overline{\ln(x)}$$

Les paramètres de la loi par la méthode du maximum de vraisemblance :

$$\sigma_{\ln(x)} = 0.325343 \qquad\qquad u = \mathbf{4.1018}$$

- ❖ Résultats de l'ajustement à la loi de Galton :

Tableau 3-10:Résultat de l'ajustement à la loi Log-normale (Hyfran)

T	Q	XT	STANDARD	I C
100.0	0.9900	120	11.2	90.71 - 139.8
50.0	0.9800	118	9.35	90.71 - 139.9
20.0	0.9500	103	7.12	90.71 - 139.10
10.0	0.9000	91.7	5.56	90.71 - 139.11
5.0	0.8000	79.5	4.14	90.71 - 139.12
2.0	0.5000	60.4	3.25	90.71 - 139.14

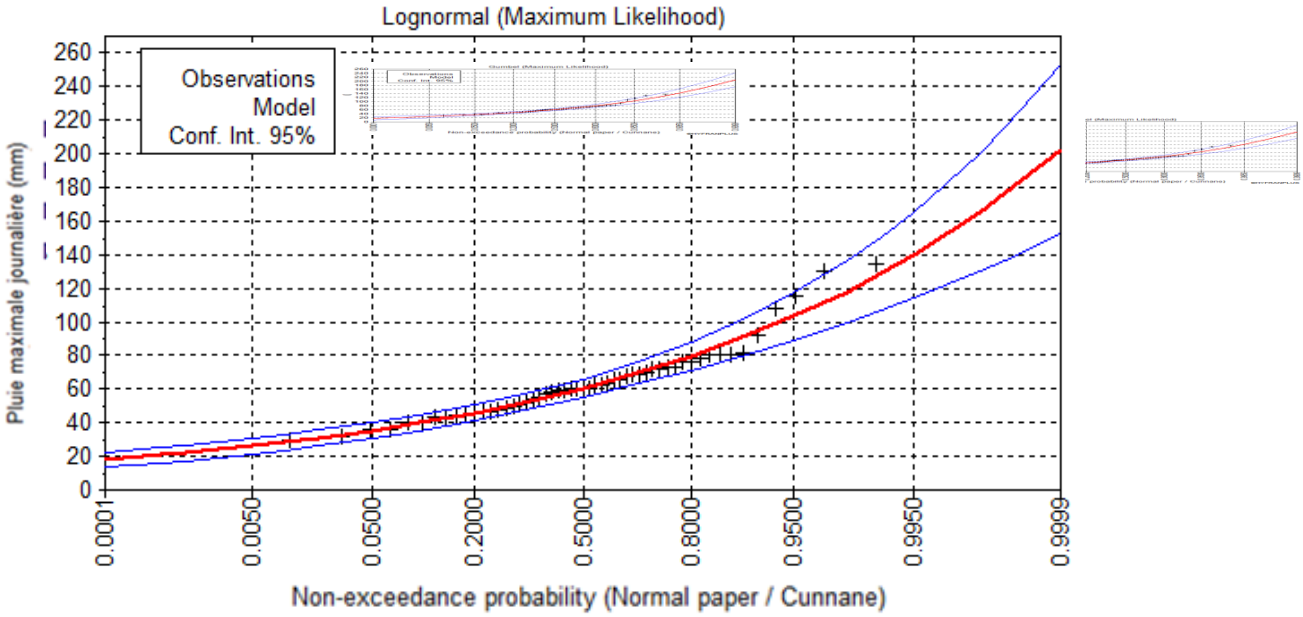


Figure 3-7: Ajustement graphique à la loi Log-normale des Pjmax

3.2.2.5 Choix de la loi d'ajustement

Après l'ajustement de notre série sur les déférentes lois, nous devons choisir la loi la plus appropriée, Les critères de choix d'une loi sont liés à un ajustement graphique et un test de dispersion.

Test graphique

D'après l'examen visuel des graphiques d'ajustement, on remarque :

- La loi GEV donne un mauvais ajustement par rapport aux deux autres lois, vu que l'allure des intervalles de confiances compte des valeurs non définies et valeurs négatives. ➔ la loi est inadéquate ; à rejeter.
- L'ajustement graphique à la loi de Gumbel et à celle de Galton, donne un ajustement adéquat, pour cela nous allons faire une comparaison graphique entre les deux lois pour définir la meilleure loi.

L'examen visuel est basé sur les résultats du graphique comparatif, qui nous montre que les points sont très proches des lignes théoriques. Sachant que l'adéquation de l'ajustement par les deux lois est confirmée, et que les valeurs théoriques sont très proches pour les deux. Nous remarquons la loi de Gumbel nous donne des valeurs légèrement plus élevées que opte la loi log normale , donc on opte la loi de Gumbel .

3.2.3 Calcul des pluies de courte durée

La détermination des pluies de courte durée (les averses) se fait à la base des pluies maximales journalières, par la relation suivante :

$$P_{t,p\%} = P_{max,j}\left(\frac{t}{24}\right)^{b}$$

Avec :

- $P_{t,p\%}$: pluie (mm) de courte durée correspondante à une fréquence de dépassement donnée (p%).
- $P_{max,j}$: pluie maximale journalière (mm) correspondante à une fréquence de dépassement donnée (p%).
- t : durée de l'averse (h).
- b : exposant climatique .
- **Remarque :** L'exposant climatique pour la région b=0,34

Tableau 3-11:Resultats de Calcul des pluies de courte durée

T	2 ans		5 ans		10 ans		20 ans		50 ans		100 ans	
XT	60.1		79		91.5		103		119		131	
t (h)	P_t (mm)	i_t (mm/h)	P_t (mm)	i_t (mm/h)	P_t (mm)	i_t (mm/h)	P_t (mm)	i_t (mm/h)	P_t (mm)	i_t (mm/h)	P_t (mm)	i_t (mm/h)
0.1	9.32401	93.2401	12.2562	122.562	14.1955	141.955	15.9796	159.796	18.4618	184.618	20.3235	203.235
0.25	12.7322	50.9287	16.7361	66.9445	19.3842	77.537	21.8205	87.2821	25.2101	100.84	27.7523	111.009
0.5	16.1158	32.2316	21.1839	42.3677	24.5357	49.0715	27.6195	55.2389	31.9099	63.8197	35.1277	70.2553
1	20.3987	20.3987	26.8136	26.8136	31.0563	31.0563	34.9595	34.9595	40.3901	40.3901	44.4631	44.4631
2	25.8198	12.9099	33.9395	16.9698	39.3097	19.6548	44.2502	22.1251	51.1241	25.562	56.2794	28.1397
3	29.6363	9.87876	38.9562	12.9854	45.1201	15.04	50.791	16.9303	58.6808	19.5603	64.5982	21.5327
6	37.5123	6.25206	49.3091	8.21818	57.1111	9.51852	64.289	10.7148	74.2757	12.3793	81.7657	13.6276
12	47.4815	3.95679	62.4133	5.20111	72.2888	6.02407	81.3743	6.78119	94.0149	7.83458	103.495	8.62462
24	60.1	2.50417	79	3.29167	91.5	3.8125	103	4.29167	119	4.95833	131	5.45833

3.2.3.1 Période de retour (Tr)

La période de retour (Tr) correspond à l'intervalle moyen, exprimé en années, entre deux événements hydrologiques d'intensité égale ou supérieure. Le choix de Tr dépend du niveau de protection requis, du type d'infrastructure concernée et de la sensibilité du site étudié.

Le tableau ci-dessous présente les recommandations usuelles de périodes de retour en fonction du type d'aménagement :

Tableau 3-12:les recommandations usuelles de périodes de retour en fonction du type d'aménagement

Type d'aménagement / étude	Période de retour recommandée
Voirie urbaine secondaire	10 à 20 ans
Ouvrage pluvial simple (ex. canal)	10 à 20 ans
Ponts routiers / grands ouvrages	50 à 100 ans
Zones à forts enjeux (zone industrielle, zone inondable protégée)	100 à 200 ans
Études hydrauliques générales (dimensionnement de crue de projet)	10, 20, 50, 100 ans (selon les objectifs)

Dans la mesure où l'objectif principal est de garantir la continuité de service de la station de dessalement située à l'exutoire du bassin, une période de retour de 100 ans (Tr = 100 ans) est recommandée pour le dimensionnement hydrologique. Par ailleurs, le temps de concentration du bassin**,** estimé à environ 52 minutes, justifie l'adoption d'une durée de pluie critique de 1 heure, en cohérence avec les pratiques hydrologiques standards.

3.2.3.2 Calcul du temps de concentration – Formule de Kirpich

Pour les bassins versants naturels de surface inférieure à 50 km², la formule empirique de Kirpich reste l'une des plus robustes :

$$T_c = 0.01947 \cdot L^{0.77} \cdot S^{-0.385}$$

où :

- Tc = temps de concentration (en minutes)
- L = longueur du talweg principal (en mètres)
- S = pente moyenne du talweg (en m/m)

Paramètres du bassin versant

Les données ont été extraites et estimées à partir de la **carte des pentes** fournie :

Tableau 3-13:Paramètres de bassin versant extraits et estimés à partie de la carte des pentes

Paramètre	Valeur estimée
Longueur du talweg L	6 000 m
Pente moyenne S	8.3 %

Application numérique

$$T_c = 0.01947 \cdot (6000)^{0.77} \cdot (0.083)^{-0.385}$$

Tc =52 minutes

Ce temps de concentration estimé signifie que l'onde de ruissellement met **environ 52 minutes** pour atteindre l'exutoire depuis le point le plus éloigné du bassin.

- **Estimation de l'intensité**

L'intensité pluviométrique pour une durée de 60 minutes et une probabilité d'excès de 10 % est donnée par :

$i_{60min,10\%}$ =44.46 mm/h

Afin de faciliter son intégration dans les calculs de ruissellement, cette valeur est convertie en litres par seconde par hectare (L/s/ha) à l'aide du facteur de conversion :

$$i_{60min,10\%} = \frac{66.266 \times 10000}{3600} = 123.5 \text{ L/s/ha}$$

Avec : $\frac{10000}{3600}$ est le facteur de conversion du (mm/h) en (L/s/ha)

3.2.4 Recommandations techniques pour la protection de la station de dessalement

- Aménagement de bassins tampons Implanter en amont immédiat de l'exutoire un ou deux bassins de retenue temporaires (barrage écrêteur) afin d'écrêter les débits de pointe et de permettre la décantation partielle des MES.
- Reboisement ciblé Lancer une campagne de reboisement sur les zones à NDVI faible (<0.15), en particulier sur les pentes >21 %, pour réduire l'érosion et améliorer l'infiltration.
- Stabilisation des talwegs Installer des seuils en gabions ou fascines de rétention dans les talwegs pour réduire la vitesse de ruissellement et favoriser le dépôt des sédiments.
- Mise en place d'un dispositif d'alerte hydrométéo Installer une station de télémétrie pour suivre les pluies et les débits en temps réel, avec seuil d'alerte préprogrammé pour permettre l'adaptation du fonctionnement de la station de dessalement (by-pass, réduction de débit brut, prétraitement renforcé).
- Renforcement du prétraitement à la station Envisager l'installation d'un système de prétraitement modulable à haute capacité (coagulation-floculation-décantation lamellaire ou lestée).
- Cartographie continue de l'occupation du sol Mettre à jour annuellement la carte d'occupation du sol (via Sentinel-2, NDVI), pour surveiller l'évolution de l'état du bassin et anticiper les zones à risque.
- Plan de gestion intégrée du bassin Mettre en place une gouvernance locale de bassin (communes, ANRH, agriculture, environnement) pour coordonner les actions (aménagements, reboisement, surveillance).

Conclusion

Les résultats présentés mettent en lumière la forte vulnérabilité de la station de dessalement de Ténès face aux apports solides rapides en cas de crue. L'application rigoureuse de recommandations adaptées permettra de réduire significativement les impacts, tout en améliorant la gestion hydrologique globale du bassin versant de Maïnis.

3.3 Modélisation et optimisation du prétraitement

3.3.1 Choix et justification de la démarche

Afin de proposer une stratégie robuste pour faire face aux variations extrêmes de la qualité d'eau brute en période de crue, une démarche de modélisation statique (MATLAB) couplée à

une simulation dynamique (SIMULINK) a été retenue. L'objectif est de représenter de manière précise le comportement du procédé de prétraitement et d'en évaluer la résilience face aux perturbations hydriques.

- Approche modulaire par étape de traitement

L'approche modulaire a été adoptée pour modéliser séparément chaque étape du traitement (coagulation, floculation, décantation), en tenant compte de leurs mécanismes physico-chimiques spécifiques. Cette méthode permet d'analyser l'impact isolé des paramètres opératoires, facilite l'intégration progressive en simulation, et autorise la recombinaison des modèles selon divers scénarios. Elle offre aussi une meilleure identification des points critiques en période de crue et assure la traçabilité des hypothèses et données pour une simulation prédictive fiable.

- Environnement de modélisation et de simulation

Le couplage des logiciels MATLAB et SIMULINK a été retenu pour le développement de l'ensemble du modèle, du fait de leur robustesse et de leur adéquation avec les exigences du génie des procédés :

- MATLAB, a été utilisé pour représenter, sous forme de cartes tridimensionnelles (3D) et de courbes d'isoefficacité, l'évolution de l'efficacité des différentes étapes du procédé en fonction de leurs paramètres clés.

Ces représentations permettent de visualiser les zones d'efficacité maximale, de détecter les zones de sensibilité, et de proposer des plages de fonctionnement opérationnellement robustes.

- SIMULINK, extension de MATLAB, a permis la modélisation dynamique du procédé. Il offre une architecture de blocs interconnectables idéale pour la simulation de systèmes à paramètres évolutifs. Il a été utilisé ici pour simuler le comportement temporel du traitement en cas de crue, en intégrant les équations issues des modèles calibrés.

- Sélection du coagulant : Chlorure ferrique ($\mathbf{FeCl_3}$)

Le chlorure ferrique ($FeCl_3$) a été sélectionné comme coagulant de référence pour la phase de modélisation, en raison de ses propriétés physico-chimiques adaptées au traitement des eaux fortement turbides.

- Sélection du floculant : Polyacrylamide (PAM)

Le polyacrylamide (PAM) a été retenu comme floculant. Ce choix repose sur les critères suivants : Le PAM permet à faibles concentrations une agglomération efficace des microflocs issus de la coagulation, grâce à des liaisons interparticulaires solides, et il est disponible sous forme synthétique ou naturelle, ce qui permet une adaptation aux contraintes économiques et environnementales. [47]

3.3.2 Modèles mathématiques pour chaque étape de prétraitement

La modélisation mathématique constitue un outil stratégique pour anticiper et optimiser le fonctionnement du procédé de C-F-D, en particulier dans le contexte critique des périodes de crue, où la turbidité de l'eau de mer augmente fortement.

L'objectif est de reproduire le comportement du système en fonction de variables clés telles que le pH, la concentration en matières en suspension (MES) ou la dose de réactifs, afin de :

- Simuler les performances du procédé face è différentes qualités d'eau ;
- Identifier les conditions opératoires optimales assurant une clarification efficace et stable.

Ces modèles offrent ainsi une base robuste pour la simulation sous Simulink, tout en facilitant l'interprétation physico-chimique du fonctionnement réel du prétraitement.

3.3.2.1 Modélisation et optimisation de l'efficacité de la coagulation

- **Choix des variables et justification**

Dans le cadre de l'optimisation du procédé de coagulation, deux paramètres ont été retenus pour la modélisation : la dose de coagulant (D_c) et le pH. Ce choix repose sur des considérations physico-chimiques fondamentales :

- La dose de coagulant conditionne le degré de neutralisation des charges colloïdales et la formation des microflocs.
- Le pH, influence directement l'hydrolyse du $FeCl_3$ et la nature des espèces formées en solution.

L'objectif de cette approche est de prédire l'efficacité de la coagulation sans recourir systématiquement à des essais expérimentaux, en s'appuyant sur un modèle ajustable.

- **Formulation mathématique du modèle**

Le modèle adopté traduit le comportement observé expérimentalement :

$$E(D, pH) = E_{max} * \left(1 - e^{-\beta * D}\right) * e^{-\gamma (pH - pH_{opt})^2}$$

Où :

- $E(D, pH)$: Efficacité du prétraitement (%), prédite par le modèle mathématique en fonction de la dose du coagulant et du pH.
- E_{max}: Efficacité maximale théorique du traitement (%), atteinte à dose suffisante et au pH optimal.
- β : sensibilité au dosage. Plus il est élevé, plus l'efficacité atteint rapidement le plateau à faible dose.
- γ : Contrôle la sensibilité au pH. Plus il est grand, plus la courbe est étroite autour de $pH - pH_{opt}$ (la précision du pH est alors plus critique).

Ce modèle se décompose en deux fonctions indépendantes :

$$E(D, pH) = E_{max} * f(D) * g(pH)$$

- $f(D) = \left(1 - e^{-\beta * D}\right)$: Fonction de croissance saturante, représentant l'effet croissant puis stabilisé de la dose du coagulant.
- $g(pH) = e^{-\gamma(pH - pH_{opt})^2}$: Fonction gaussienne représentant une efficacité maximale à un pH optimal, et une baisse symétrique de part et d'autre.

- **Interprétation physico-chimique**

Effet de la dose de coagulant

La fonction f(D) traduit une croissance rapide de l'efficacité, suivie d'un plateau une fois la dose optimale atteinte. Ce comportement est cohérent avec la saturation des sites de neutralisation. Il s'apparente aux modèles dose-réponse en pharmacologie illustré dans la documentation du package statistique MBNMAdose (MBNMAdose - Documentation R), ou même en écophysiologie. [48]

Effet du pH

La fonction g(pH) exprime la sensibilité du traitement au pH, la courbe en cloche est adaptée pour exprimer une efficacité maximale dans une plage bien précise, et une chute progressive en dehors de cette plage.

Ce modèle nécessite un ajustement des paramètres (β et γ) via des données expérimentales, et sera par la suite intégré dans la simulation SIMULINK.

3.3.2.2 Modélisation et optimisation de l'efficacité de la floculation

- Choix et justification des variables

Dans le cadre de l'optimisation du procédé de floculation, deux paramètres clés ont été retenus pour la modélisation : la dose de floculant (D_f) et le gradient de vitesse (G). Ce choix repose sur les mécanismes physico-chimiques fondamentaux intervenant lors de cette étape :

- La dose de floculant, influe la formation de ponts interparticulaires et la consolidation des microflocs.
- Le gradient de vitesse, détermine l'intensité du brassage.

L'objectif est de modéliser l'efficacité de la floculation de manière prédictive, afin de limiter les essais empiriques tout en permettant une optimisation rationnelle des conditions opératoires.

- Formulation mathématique du modèle

Le modèle adopté dans cette étude est exprimé par l'équation suivante :

$$E(D, G) = E_{max} * (1 - e^{-\alpha * D_f}) * e^{-\lambda(G - G_{opt})^2}$$

Avec :

- $E(D, G)$: Efficacité du traitement (%), prédite par le modèle mathématique en fonction de la dose de floculent et du gradient de vitesse.
- E_{max}: Efficacité maximale théorique du traitement (%), atteinte à dose suffisante et au gradient de vitesse optimal.
- α: Sensibilité au dosage. Plus il est élevé, plus l'efficacité atteint rapidement le plateau à faible dose.
- λ : Contrôle la sensibilité au G. Plus il est grand, plus la courbe est étroite autour de $G - G_{opt}$ (la précision du G est alors plus critique).

Ce modèle peut être décomposé en deux fonctions indépendantes représentant les effets spécifiques de chaque paramètre :

$$E(D, pH) = E_{max} * f(D) * g(G)$$

Avec :

- $f(D) = (1 - e^{-\alpha * D})$: Fonction de croissance saturante, représentant l'effet croissant puis stabilisé de la dose du floculant.
- $g(pH) = e^{-\lambda(G - G_{opt})^2}$: Fonction gaussienne centrée autour de $G - G_{opt}$traduisant un maximum d'efficacité pour une agitation douce optimale.

- Interprétation physico-chimique

Effet de la dose de floculant

La fonction f(D)traduit un comportement dose-réponse classique : l'efficacité croît rapidement avec la dose, puis tend vers un plateau. Ce comportement est lié à la saturation progressive des sites d'interaction, ainsi qu'à la structuration optimale des flocs [48].

Effet du gradient de vitesse

Le gradient de vitesse joue un rôle essentiel dans la collision et l'agrégation des particules. La fonction g(G), de forme gaussienne, reflète la nécessité d'un compromis : une agitation douce mais suffisante. Le terme λ module la sensibilité à ce paramètre, traduisant à quel point une déviation de G par rapport à G_{opt} affecte négativement l'efficacité du traitement .

3.3.2.3 Modélisation et optimisation de l'efficacité de la décantation

- Choix des variables et justification

Dans le cadre de la décantation gravitaire classique, le paramètre principal influençant la séparation des particules solides est la vitesse de chute des flocs (V_s), qui dépend de leur taille, densité et compacité. Les autres paramètres retenus sont : la hauteur du décanteur (H), temps de décantation (t), Concentration initiale en MES (C_0 avant décantation).

Ces choix permettent une modélisation simple mais représentative du phénomène de sédimentation dans un décanteur à écoulement piston par le modèle suivant :

$$C(t) = C_0\, e^{(-\frac{V_s * t}{H})}$$

L'équation utilisée suit une loi de décroissance exponentielle de type $C(t) = C_0\, e^{(-kt)}$, typique des modèles à cinétique de premier ordre largement rencontrés dans le traitement des eaux, la chimie des procédés, ou encore les systèmes de séparation solide-liquide. Dans notre cas, le coefficient k est relié aux caractéristiques du bassin via $k = \frac{V_s}{H}$ [49].

L'efficacité de séparation est alors donnée par :

$$E(t) = \left(1 - e^{\frac{-(V_s * t)}{H}}\right) * 100$$

Pour améliorer l'efficacité du procédé en période de crue ou en présence d'eaux fortement chargées en colloïdes, une solution efficace consiste à ajouter des particules lourdes —

typiquement du sable fin — afin de lester les flocs. Ce lestage permet d'augmenter la densité apparente des flocs, ce qui accroît leur vitesse de chute et améliore leur séparation gravitaire.

- Choix des variables et justification de la décantation lestée

L'unique variable ajoutée est la concentration en sable C_s (en g/L), justifiée par : la densité élevée du sable, sa disponibilité locale (matériau naturel abondant), sa compatibilité avec les flocs sans interférence chimique.

Un coefficient empirique α est introduit pour quantifier l'efficacité du lestage selon le type de sable utilisé. Dans ce cas, la vitesse de chute est modifiée comme suit :

$$V'_s = V_s(1 + \alpha\, C_s)$$

Ce qui donne un modèle étendu :

$$C(t) = C_0\, e^{\frac{-(V_s(1+\alpha\, C_s)*t)}{H}}$$

Et l'efficacité de décantation :

$$E(t) = \left(1 - e^{\frac{-(V_s(1+\alpha\, C_s)*t)}{H}}\right) * 100$$

Ce modèle permet de simuler l'impact du dosage en sable sur la performance du décanteur, en conditions normales et extrêmes.

- Interprétation physico-chimique

Du point de vue physico-chimique, le lestage agit en augmentant la masse volumique apparente des flocs. Cela entraîne : une augmentation de la vitesse de chute, une réduction du temps de séjour requis, et une amélioration de la séparation des particules. En pratique, cela se traduit par une meilleure efficacité de traitement, une réduction de la taille des ouvrages nécessaires, et une robustesse accrue face aux variations de turbidité (crues, charges extrêmes).

3.3.3 Calibrage des modèles –Hypothèses initiales et démarche d'ajustement

- Contexte et hypothèses initiales

Dans la littérature, les données d'efficacité rapportées pour les traitements physico-chimiques de l'eau (C-F-D) concernent généralement l'efficacité globale du procédé. Très peu d'études présentent de manière distincte l'efficacité propre à chaque étape. De ce fait, des hypothèses sur les efficacités spécifiques de chaque étape sont nécessaires en phase de modélisation. Ces hypothèses seront ajustées ultérieurement sur la base des résultats expérimentaux (Jar-tests) et validées via une méthode d'optimisation.

- Démarche de calibrage et détermination des paramètres

L'objectif est de déterminer les paramètres empiriques des modèles utilisés pour chaque étape, β et γ pour la coagulation, et α et λ pour la floculation. Tandis qu'en l'absence actuelle de données issues de jar-tests, les paramètres sont estimés par raisonnement technico-scientifique, puis ajustés par la suite.

Concernant la coagulation par $FeCl_3$, plusieurs caractéristiques du réactif peuvent guider les hypothèses :

- Efficace à faible dose et dans une large plage de pH (4 à 7) ;
- Le pH optimal a été supposé égal à 5, selon la littérature.
- L'efficacité maximale E_{max} a été fixée à 100%, pour représenter un scénario idéal.
- Un jeu de données hypothétiques a été construit pour simuler des essais de jar-test virtuels. Par exemple, une efficacité de 90% a été attribuée à une dose de 15 mg/L à pH 5 (condition supposée optimale), tandis qu'une dose trop faible (1 mg/L) ou un pH trop éloigné (pH 3 ou 7) entraîne une chute de performance [50].

La calibration a été réalisée par la méthode de moindres carrés sous MATLAB, elle consiste à minimiser l'erreur quadratique entre :

- les efficacités observées (hypothétiques),
- et celles prédites par le modèle.

Le solveur explore différentes valeurs de β et γ pour trouver les paramètres qui donnent la meilleure adéquation, conduisant à $\boldsymbol{\beta = 0.1391}$ et $\boldsymbol{\gamma = 0.0426}$

Cette même logique sera appliquée au modèle de floculation, en supposant :

- PAM est efficace à très faible dose (1–3 mg/L), on s'attend donc à une saturation rapide de l'efficacité en fonction de la dose (alpha élevé).
- L'efficacité dépend du gradient de cisaillement G, avec un optimum à G_{opt} = 60 s^{-1} .Trop d'agitation détruit les flocs, ce qui est modélisé par une fonction gaussienne autour de cette valeur (λ contrôle la sensibilité).
- L'efficacité maximale de E_{max} = 95 % supposée à une dose de 2 mg/L.
- Aux doses faibles ou loin de G_{opt}, l'efficacité chute entre 20 et 50% [51].

Le solveur explore différentes valeurs de α et λ pour trouver les paramètres qui donnent la meilleure adéquation, conduisant à $\boldsymbol{\alpha = 1.4881}$ et $\boldsymbol{\lambda = 0.0017}$

3.3.4 Structure du modèle SIMULINK

La figure suivante illustre la structure du modèle Simulink développé pour simuler l'étape de coagulation. Ce modele représente le fonctionnement du procédé en foction des paramètres d'entrée (pH, dose de coagulant et TSS) et calcule en sortie l'efficacité du traitmen tainsi que la TSS simulée qui peuvent être visualisés dynamiquement.

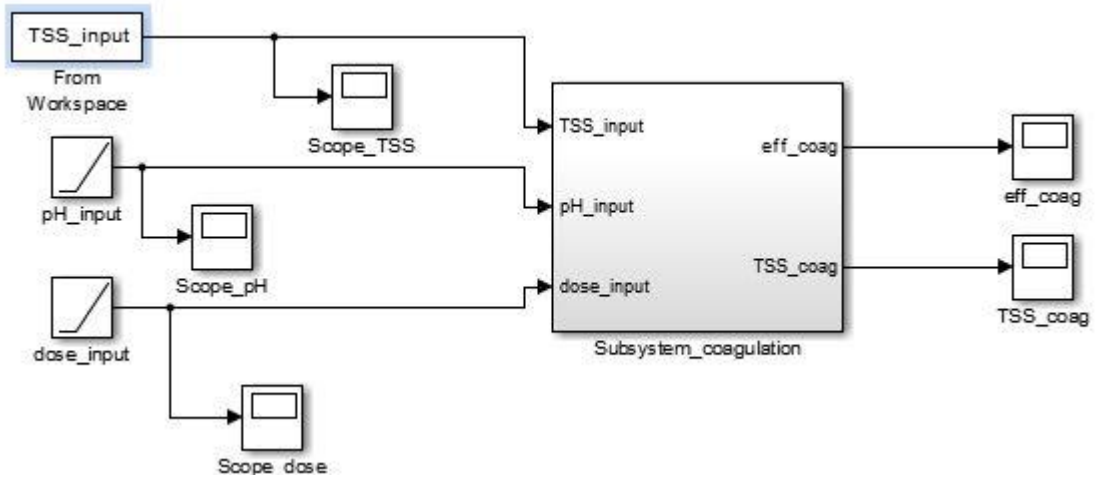


Figure 3-8:Structure du bloc de coagulation

Les entrés sont :

- TSS : Pour simuler l'effet d'un événement de crue, la turbidité brute de l'eau (TSS initiale) est représentée par un signal gaussien, traduisant une montée rapide de la

charge en MES suivie d'un retour progressif à des conditions normales, pour un pic de 1000 NTU et une durée de 30 minutes.

- pH (4 à 8) : simulé à l'aide d'un bloc Rampe, afin d'observer l'impact de sa variation progressive sur l'efficacité du traitement.
- La dose de coagulant ($FeCl_3$) : également générée par un bloc Rampe, simulant une augmentation progressive de la dose appliquée, allant de 0 à 50 mg/L.

Ces trois signaux sont injectés dans un sous-système contenant l'équation du modèle calibré.

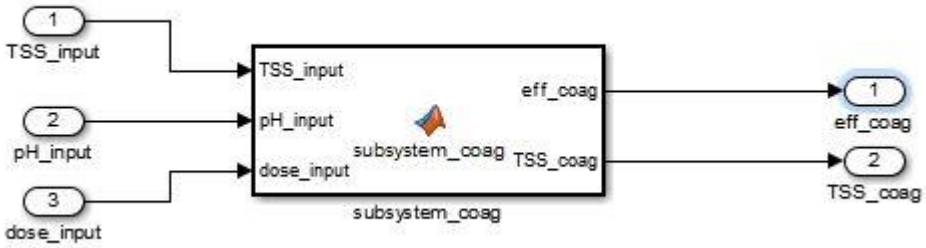


Figure 3-9:Structure du subsystem de coagulation

Les paramètres utilisés pour cette simulation sont ceux obtenus lors de la calibration, en sortie, deux variables sont générées :

- Eff_c : L'efficacité du traitement, affichée en temps réel sur un bloc Scope ;
- TSS_{coag} : Partie des TSS neutralisées à cette étape, calculée dynamiquement selon :

$$TSS_{coag} = TSS * (\frac{E_{coag}}{100})$$

TSS_{coag} est ensuite considérée comme input de bloc de floculation, selon la structure présentée dans la figure suivante :

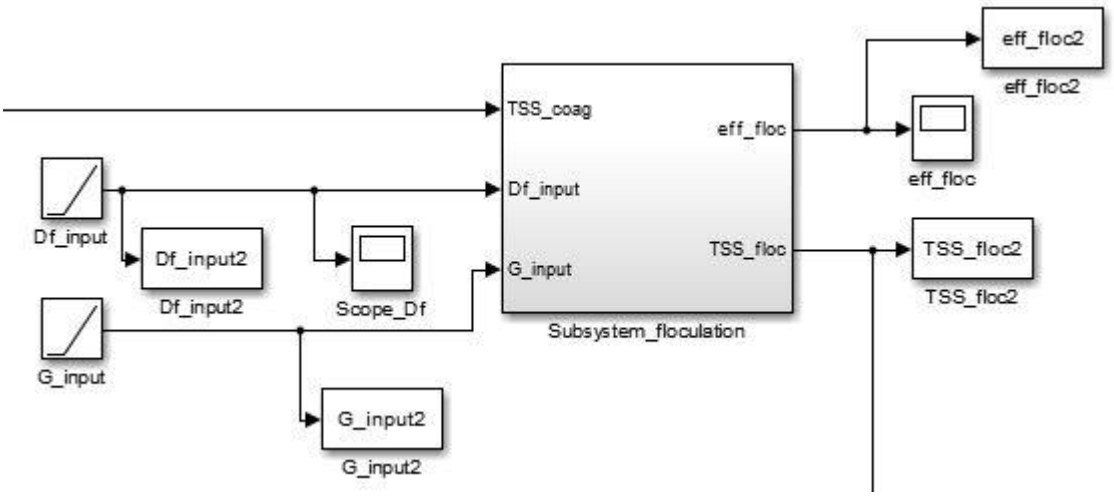


Figure 3-10:Structure du bloc de floculation

Ce modele représente le fonctionnement du procédé en foction des paramètres d'entrée (TSS_{coag}, G, dose de floculant). Les entrès sont :

- G : simulé à l'aide d'un bloc Rampe, afin d'observer l'impact de sa variation progressive sur l'efficacité de traitement, allant de 0 à 100 s^{-1} ;
- La dose de floculant (PAM) : également générée par un bloc Rampe, simulant une augmentation progressive de la dose appliquée, allant de 0 à 10 mg/L.

Ces trois signaux sont injectés dans un sous-système contenant l'équation du modèle calibré. Les paramètres utilisés pour cette simulation sont ceux obtenus lors de la calibration, en sortie, deux variables sont générées :

- Eff_f : L'efficacité du traitement, affichée en temps réel sur un bloc Scope ;
- TSS_{floc}: Fraction des TSS neutralisées qui ont été rassemblées en flocs, sous l'action du floculant (PAM), calculée dynamiquement selon :

$$TSS_{floc} = TSS_{coag} * (\frac{E_{floc}}{100})$$

TSS_{floc} est ensuite considérée comme input de bloc de décantation, selon la structure donnée dans la figure suivante :

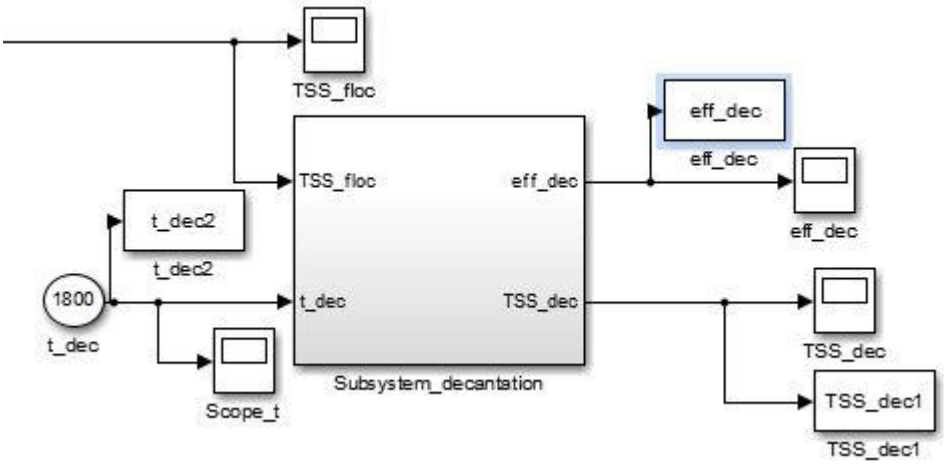


Figure 3-11:Structure du bloc de décantation

Ce modele représente le fonctionnement du procédé de décantation en foction des paramètres d'entrée TSS_{floc} et temps de séjour hydraulique dans le décanteur généré par un bloc Clock. Ces deux signaux sont injectés dans un sous-système contenant l'équation du modèle. Les paramètres utilisés pour cette simulation sont ceux obtenus lors de la calibration, en sortie, deux variables sont générées : Eff_{dec} et TSS_{dec}.

Pour modéliser une décantation lestée, la concentration de sable (C_s) est ajouté comme input, générée également par une rampe, allant de 0 à 8g/L.

CHAPITRE 04 : RESULTATS ET DISCUSSION

Ce chapitre a pour objectif de présenter et de discuter les résultats issus de l'étude du bassin versant et de modélisation du prétraitement de l'eau de mer par C-F-DL. L'enjeu est trouver la MES transportée vers la prise d'eau de mer, d'illustrer le comportement du système, d'identifier les conditions optimales de fonctionnement, et de démontrer l'applicabilité potentielle du modèle dans un contexte réel, notamment celui de la station de dessalement de Ténès.

4.1 Etude du bassin versant

4.1.1 Estimation de débit d'eaux pluviales

La méthode rationnelle, développée avant l'avènement des outils informatiques, constitue un outil efficace pour l'estimation rapide de débit de ruissellement maximal générés par des précipitations uniformes sur de petits bassins versants. De ce fait, elle s'avère particulièrement pertinente pour l'étude des bassins versants

le débit résultant du ruissellement s'exprime par la relation :

$$Q = cr \times S \times \alpha \times i$$

Avec :

- cr : Coefficient de ruissellement.

- Q : Débit à évacuer en l/s.

- i : Intensité moyenne de précipitation en l/s/ha.

- α : Coefficient réducteur d'intensité.

- S : Surface du bassin en ha.

4.1.1.1 Estimation du Coefficient de ruissellement (Cr)

Le Coefficient de ruissellement (Cr) représente la part des précipitations qui s'écoule en surface sans s'infiltrer. Il dépend principalement de deux facteurs : l'occupation du sol et la pente du terrain.

À partir de la carte d'occupation du sol (figure 3) du bassin, les proportions approximatives de chaque classe d'occupation et leurs coefficients moyens de ruissellement sont :

Type d'occupation du sol	Pourcentage estimé (%)	Coefficient de ruissellement CrCr
Arbres / Forêts (amont)	25 %	0.20
Cultures (zones centrales)	30 %	0.45
Zone d'herbes	15 %	0.30
Sols nus	10 %	0.60
Zones bâties dispersées	15 %	0.825
Plans d'eau	5 %	1.00

Remarque : Ces coefficients sont issus de la littérature hydrologique (USDA, SCS-CN method) et validés dans les contextes semi-arides méditerranéens.

Le coefficient moyen pondéré est calculé comme suit :

Cr,sol=(0.25×0.20)+(0.30×0.45)+(0.15×0.30)+(0.10×0.60)+(0.15×0.825)+(0.05×1.00)

Cr,sol=0.46375

Correction du coefficient de ruissellement liée à la pente

Selon la carte des pentes, le bassin présente une **pente moyenne de 25 %**. Une correction est apportée selon la relation :

$$C_r = C_{r,\text{sol}} + \left(\frac{P}{100}\right) \times f$$

- Cr,sol est le coefficient basé sur l’occupation du sol : 0.46375
- P est la pente moyenne (25 %)
- f est un facteur de correction lié à l'effet de la pente, estimé ici à 0.75

Cr = 0.46375+(25/100)×0.75= **0.65125**

Calcule de débit d'eaux pluviales

Application numérique

- Cr=0.65,
- S=3968 ha,
- α=1α=1 (pas de réduction),
- i=123.5 L/s/ha

Q=0.65125×3968×123.5=319182 L/s=319.2 m3/s

4.1.2 Estimation de la production de MES au niveau de l’exutoire

Dans l’objectif d’Estimer la masse totale de matières en suspension (MES) mobilisées par une crue extrême, afin de :

- Évaluer les charges solides à traiter,
- Anticiper la turbidité brute à l’entrée de la station,
- Quantifier le volume de boues à gérer en post-traitement

4.1.2.1 Hypothèses et données

À partir des parties précédentes, nous avons :

- **Débit de ruissellement estimé** : Q=319.2 m3/s
- **Durée de l’événement critique (crue de 1 h)** : t=1 h=3600 s
- **Volume d’eau ruisselée** :

V=Q×t=319.2×3600=1 149 120 m3V=Q×t=319.2×3600=1149120 m3

- **Concentration moyenne en MES (valeur typique pour crue sur bassin dégradé en zone semi-aride)** :

C_{MES}=3 000 mg/L=3 kg/m3

4.1.2.2 Masse totale de MES exportées à l'exutoire

La **masse totale de matières en suspension (MES)** exportées à l'exutoire au cours de l'événement de crue a été estimée à partir du volume ruisselé et de la concentration moyenne en MES selon la relation suivante :

$M_{MES}=V\times C_{MES}$=1 149 120 m3×3 kg/m3=3 447 360 kg=3 447 tonnes

Cette estimation met en évidence une charge solide exceptionnelle, transportée en un seul événement pluvieux. Une telle exportation de MES peut provoquer plusieurs conséquences environnementales et techniques importantes,

4.2 Modélisation et optimisation

Les paramètres utilisés dans cette partie ont été calibrés dans le chapitre précédent à partir d'une eau de 1000 NTU, représentative des conditions de crue.

4.2.1 Modélisation et optimisation du procédé de coagulation

4.2.1.1 Résultats MATLAB

Afin de visualiser l'influence conjointe du dosage (D_c) et du pH sur l'efficacité de coagulation, des représentations graphiques ont été générées à l'aide de MATLAB, en s'appuyant sur le modèle calibré précédent.

- Carte 3D :

Pour bien visualiser l'influence combinée du dosage en coagulant et du pH sur l'efficacité de coagulation, une carte 3D a été générée à partir du modèle calibré. Cette représentation permet d'identifier les conditions optimales d'efficacité du traitement.

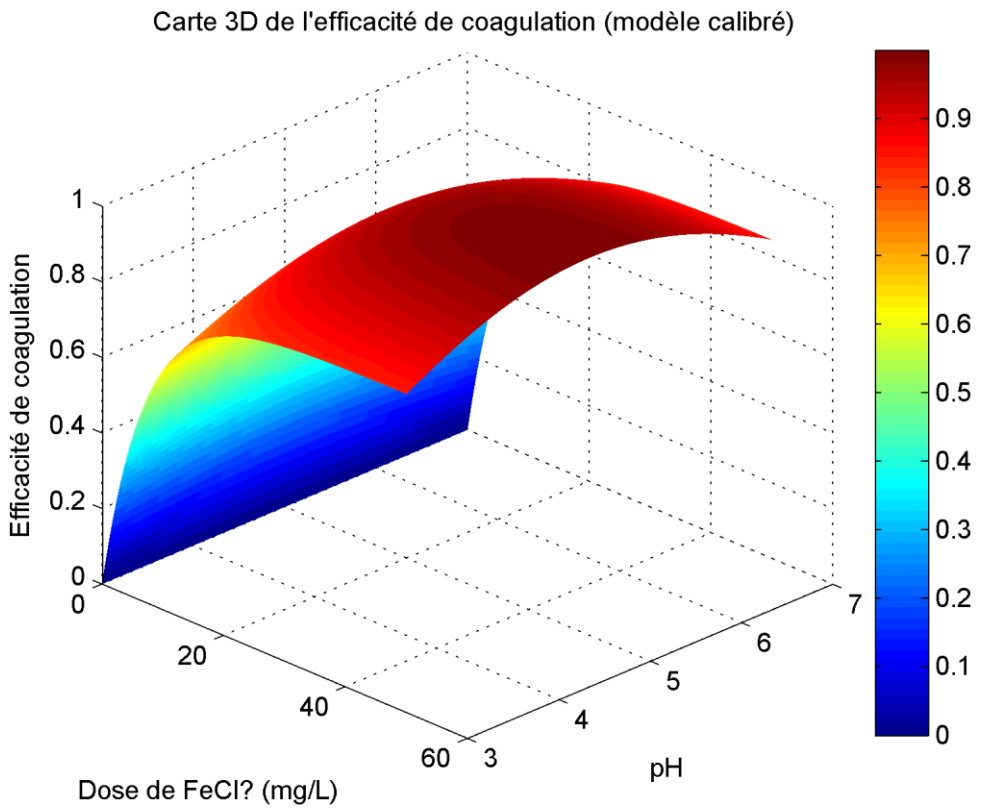


Figure 4-1:Carte 3D de l'efficacité du procédé de coagulation en fonction du pH et de la dose de coagulant

La figure ci-dessus présente la surface de réponse obtenue après le calibrage du modèle, illustrant l'influence conjointe du pH et de la dose de coagulant sur l'efficacité. Le modèle prédit :

- Une efficacité maximale calculée : 99 % ;
- Un pH optimal du modèle : 4.98 ;
- Une dose optimale : 50.0 mg/L ;
- Une dose à partir de laquelle on atteint 90% d'efficacité : 16.58 mg/L.

Cependant, on observe une zone de stabilisation dès 16.58 mg/L, où l'efficacité atteint déjà **90 %**. Cette zone de plateau indique que l'augmentation de la dose au-delà de cette valeur, n'apporte plus de gain significatif en performance.

Dans une approche technico-économique, la dose minimale efficace de 16.58 mg/L peut donc être retenue comme dose optimale, permettant de garantir de bonnes performances tout en réduisant les coûts et les excès de réactifs.

- Courbes d'isoefficacité :

Afin de compléter l'analyse tridimensionnelle, une carte d'isoefficacité a été tracée, représentant les courbes de niveaux d'efficacité constantes (isovaleurs) en fonction de la dose de coagulant et du pH. Cette représentation permet d'identifier rapidement les plages de fonctionnement où l'efficacité dépasse un seuil donné (par exemple 85 %, 90 % ou 93 %).

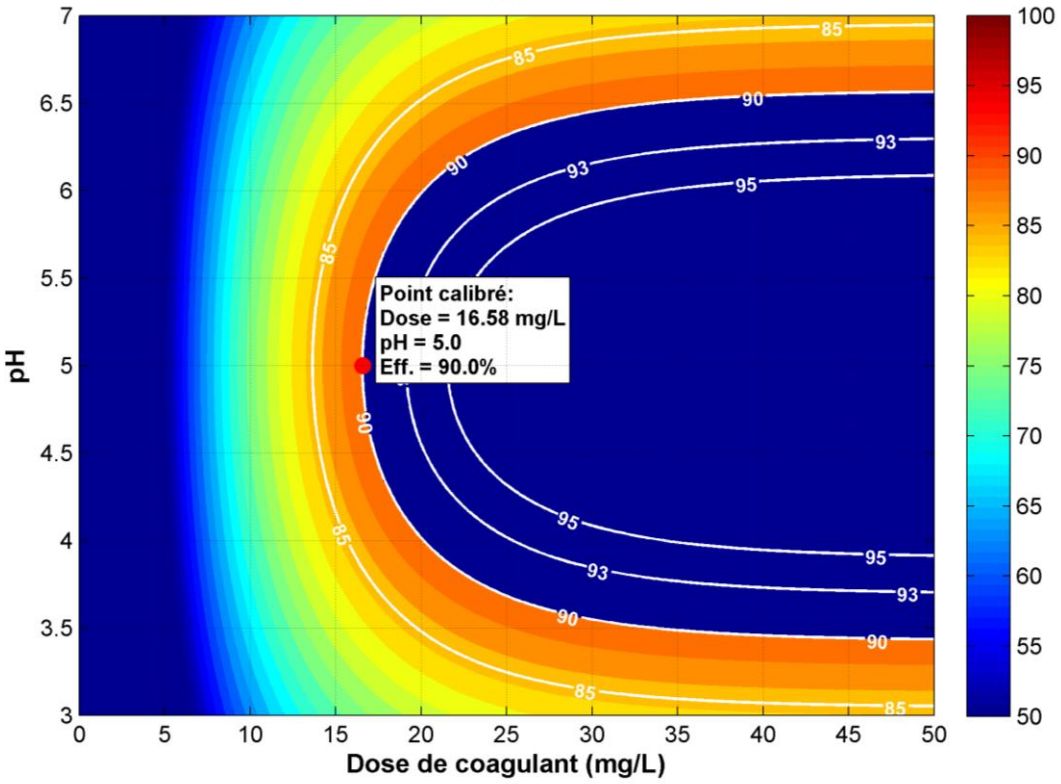


Figure 4-2:Courbes d'isoeeficacité du procédé de coagulation en fonction du pH et de la dose de coagulant

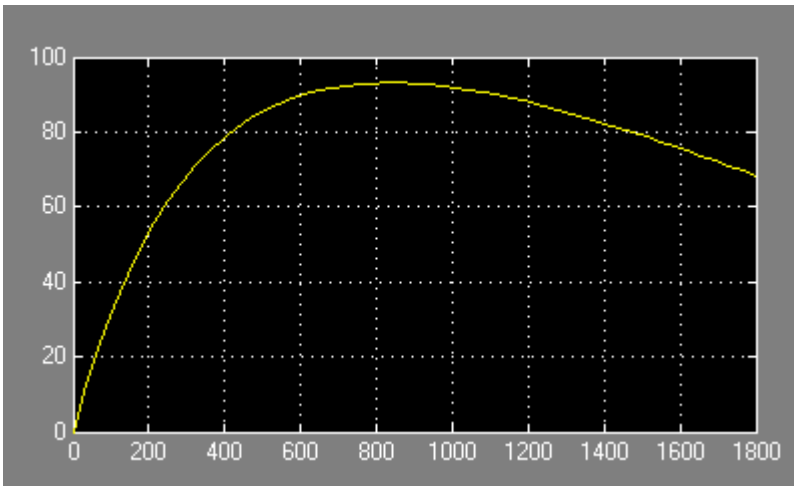
Nous observons qu'une efficacité de 90% est atteinte dans une région centrée autour du pH optimal 5 et pour une dose minimale de 16.58 mg/L.

Ce type de représentation est particulièrement utile en exploitation, car il permet aux opérateurs de visualiser rapidement les zones de sécurité: toute variation de pH hors de cette zone entraîne une chute de performance, même si la dose reste élevée. Cela confirme l'importance d'un contrôle précis du pH en temps réel lors du prétraitement.

4.2.1.2 Résultats SIMULINK

La courbe obtenue (Figure 4-3) présente une évolution de l'efficacité du procédé de coagulation en fonction du temps (secondes), en lien avec :

- Un pic soudain de TSS, simulant une crue,
- Une variation progressive du pH,
- Une montée de la dose de coagulant.



4.2.2 Modélisation et optimisation du procédé de floculation

4.2.2.1 Résultats MATLAB

- Carte 3D

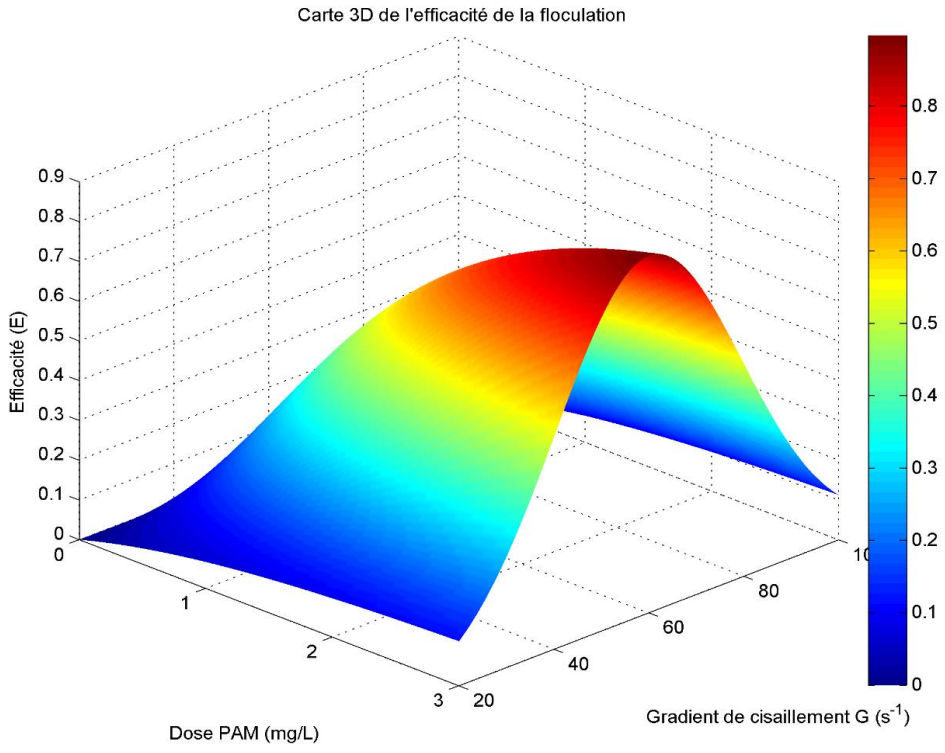


Figure 4-3:Carte 3D de l'efficacité du procédé de floculation en fonction de G et de la dose de floculant

La figure ci-dessus présente la surface de réponse obtenue après le calibrage du modèle, illustrant l'influence conjointe du gradient de vitesse G et de la dose de floculant sur l'efficacité. Le modèle prédit :

- Une efficacité maximale théorique : 99% ;
- Une dose optimale correspondante : D = 5 mg/L ;
- Un début de saturation (E=95%) : D = 2 mg/L ;

Dans une approche technico-économique, une dose minimale efficace de 2 mg/L peut donc être retenue comme dose optimale, permettant de garantir de bonnes performances tout en réduisant les coûts et les excès de réactifs.

- Courbes d'isoefficacité

Afin de compléter l'analyse tridimensionnelle, une carte d'isoefficacité a été tracée. Cette représentation permet d'identifier rapidement les plages de fonctionnement où l'efficacité dépasse un seuil donné.

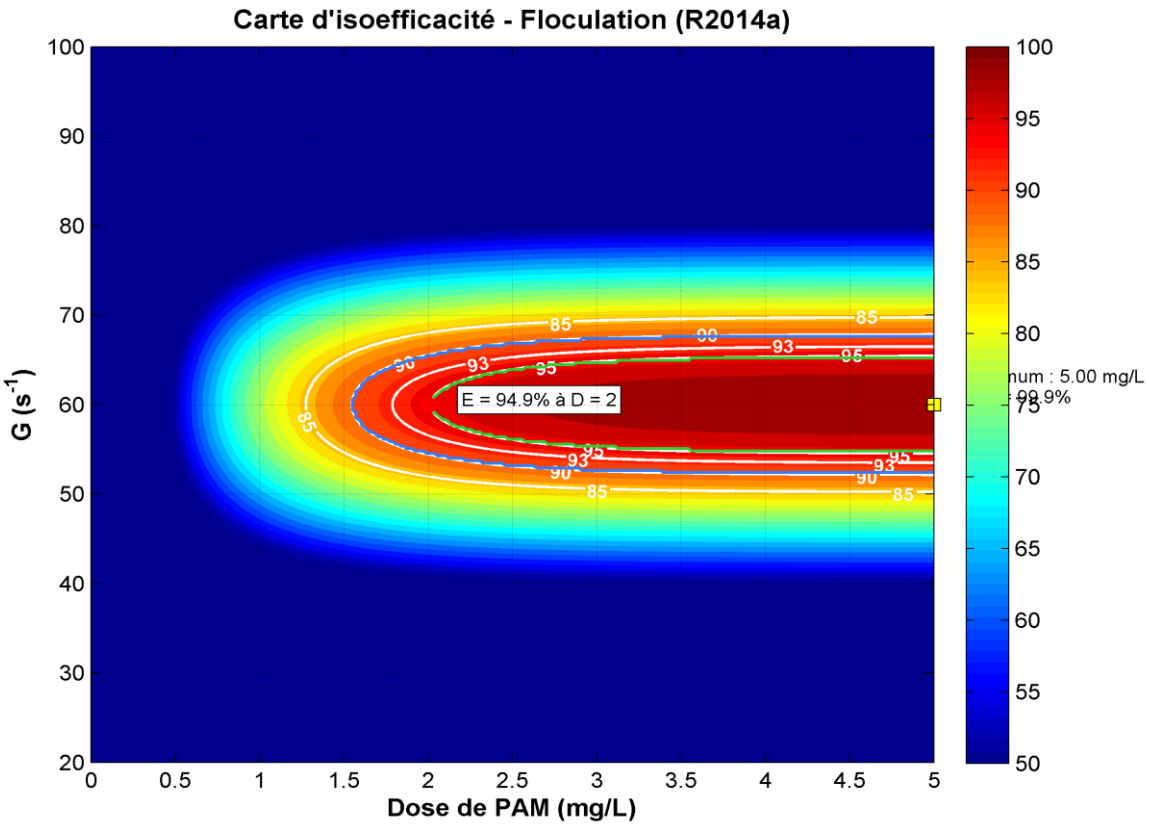


Figure 4-4:Courbes d'isoefficacité du procédé de floculation en fonction de G et de la dose de floculant

La figure montre qu'une efficacité de 95% est atteinte dans une région centrée autour du G optimal $60\ s^{-1}$ et pour une dose minimale de PAM de 2 mg/L.

4.2.2.2 Résultats SIMULINK

La courbe obtenue (Figure 4-6) présente une évolution de l'efficacité du procédé de floculation en fonction du temps (secondes), en lien avec :

- La TSS après coagulation (TSS neutralisées) ;
- Une variation progressive du G ;
- Une montée de la dose de floculant.

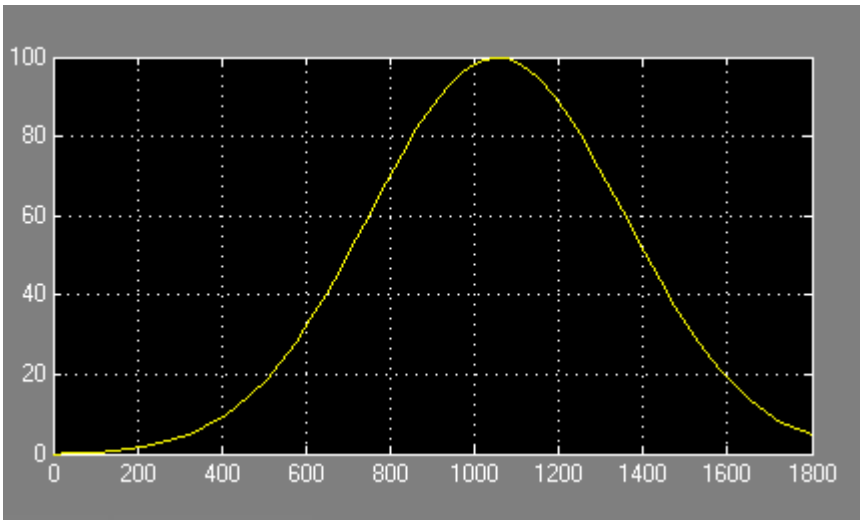


Figure 4-5:Evolution de l'efficacité du procédé de floculation en fonction du temps (secondes)

La courbe présente une forme de cloche caractéristique, avec une montée rapide de l'efficacité jusqu'à un pic de 99%, suivi d'une diminution progressive :

- La phase ascendante correspond à la formation optimale des flocs, facilitée par la bonne agitation et la présence suffisante de floculant.
- Le pic d'efficacité marque le point où les flocs sont bien formés, donc facilement séparables.
- La baisse d'efficacité observée ensuite peut être due à une désagrégation des flocs (floc cassé par agitation prolongée).

Cette évolution montre qu'il existe une fenêtre optimale de fonctionnement qu'il faut respecter pour garantir une floculation efficace, sans perte de performance.

4.2.3 Modélisation et optimisation du procédé de décantation lestée

4.2.3.1 Résultats MATLAB

Afin de visualiser l'effet du lestage sur l'efficacité de la décantation, des cartes 3D et des courbes d'isoefficacité ont été générées sous MATLAB pour différents scénarios représentatifs. Les simulations ont été réalisées en considérant les conditions suivantes :

- Hauteur de bassin (H) : de 2m à 8 m ;
- Temps de décantation (t) : de 0 à 15 minutes ;
- Vitesse de chute (V_s): 0,12 m/min ;
- Concentration du lest (C_s) : 3 g/L (uniquement pour le cas lesté) ;
- Facteur d'amélioration alpha (α) : 1.

- Cartes 3D

La figure suivante représente les cartes 3D d'évolution de l'efficacité de décantation en fonction du temps et de la hauteur du bassin, générées pour les deux cas. Ces visualisations permettent de comparer rapidement l'effet du lestage sur la dynamique de sédimentation.

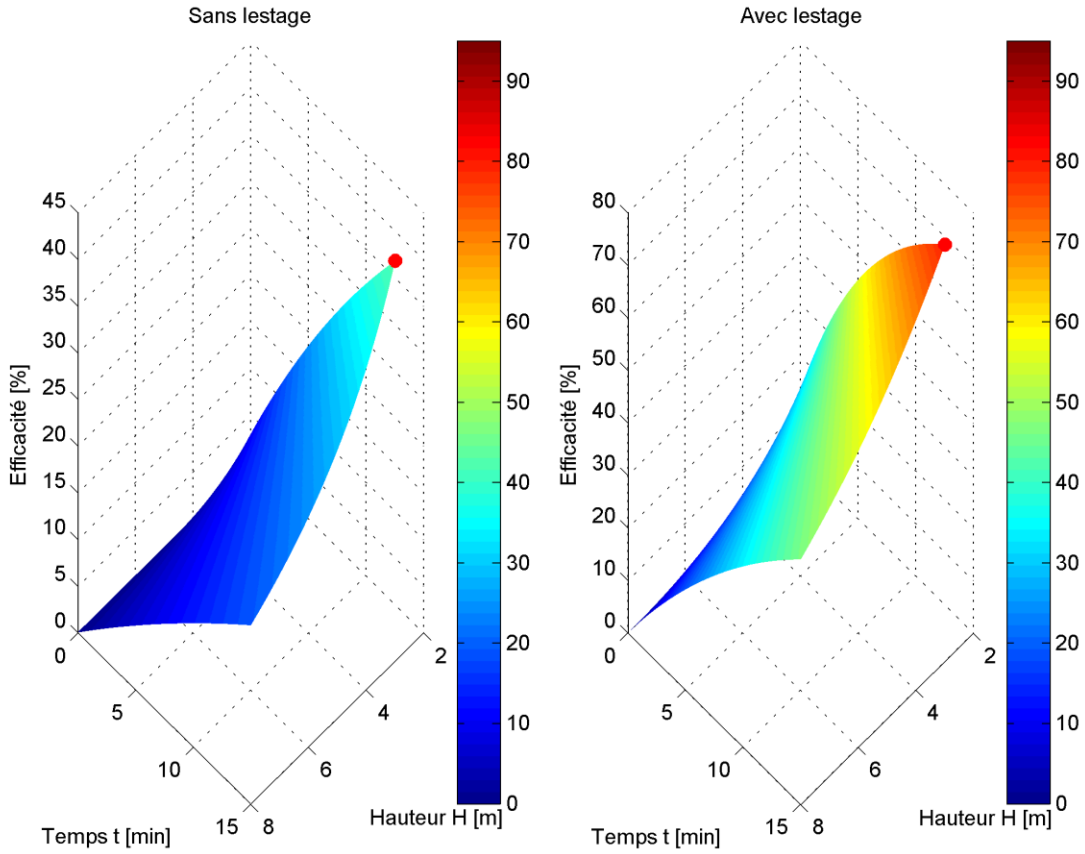


Figure 4-6:Cartes 3D du procédé de décantation sans et avec lestage

La figure montre une amélioration nette de la rapidité d'élimination des particules dans le cas lesté, pour une même configuration hydrodynamique.

- **Sans lestage** : l'efficacité maximale obtenue est de **42.86 %**, traduisant une séparation partielle des matières en suspension dans le temps imparti.
- **Avec lestage** : l'efficacité atteint **80 %**, soit un gain significatif de performance pour une même durée et géométrie du décanteur.

- Courbes d'isoefficacité

Seules les courbes d'isoefficacité du procédé lesté ont été tracées, le cas sans lestage ayant montré des performances insuffisantes pour une même configuration hydrodynamique.

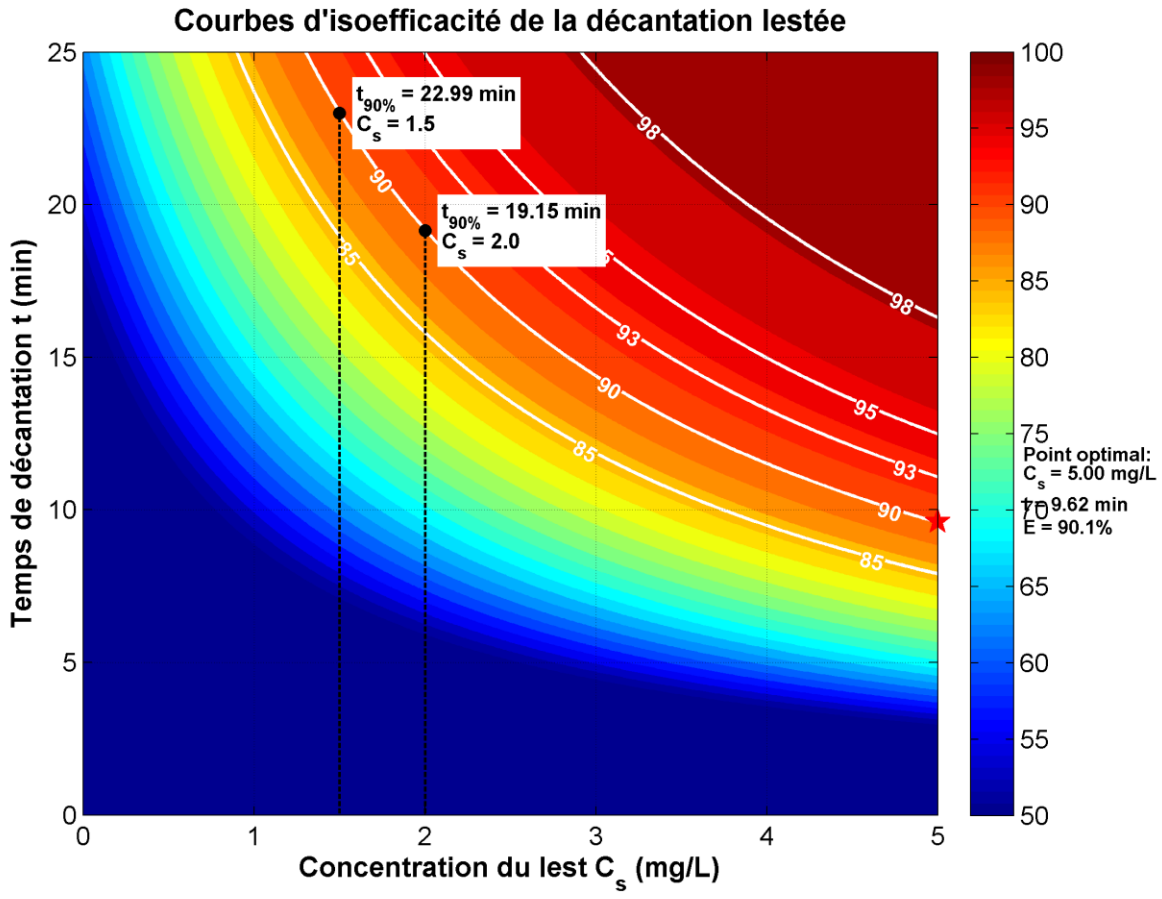


Figure 4-7:Courbes d'isoefficacité du procédé de décantation lestée

La figure ci-dessus présente les courbes d'isoefficacité du procédé de décantation lestée, en fonction du temps de décantation et de la concentration en lest (Cs). On y observe des zones de performance croissante, allant de 85 % à plus de 98 % d'efficacité.

Cette représentation permet d'identifier rapidement les combinaisons optimales pour atteindre un certain niveau de performance. Par exemple, pour obtenir 90 % d'efficacité, on peut soit allonger le temps de décantation (ex. : 22,99 min pour Cs = 1,5 mg/L), soit augmenter la dose de lest (ex. : Cs = 5 mg/L pour un temps réduit à 9,62 min). Cela met en évidence l'impact du lest sur l'accélération du processus de séparation.

4.2.3.2 Résultats SIMULINK

Les courbes obtenues (Figure 4-9, 4-10) présentent une évolution de l'efficacité du procédé de décantation et décantation lestée respectivement, en fonction du temps (secondes), en lien avec :

- La TSS après floculation (fraction des TSS neutralisées qui ont été rassemblées en flocs, sous l'action du floculant (PAM) ;
- Le temps de décantation ;
- Une montée de la dose de sable pour la décantation lestée.

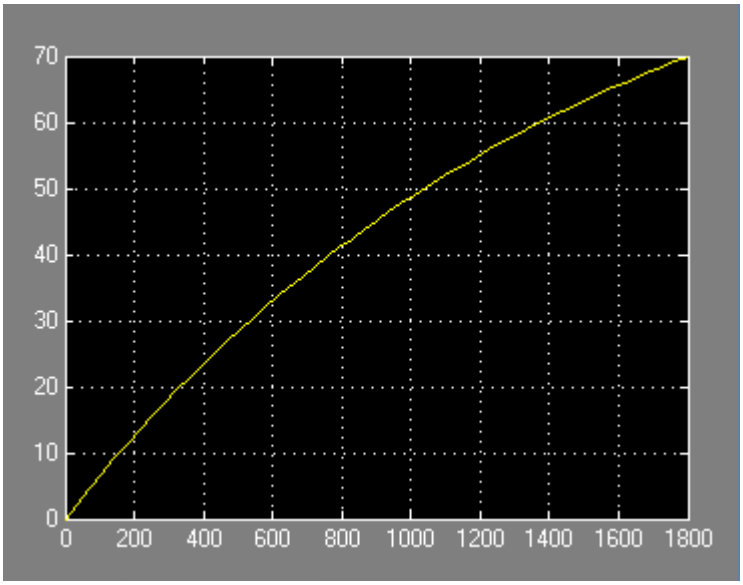


Figure 4-8:Evolution de l'efficacité du procédé de décantation en fonction de temps (secondes)

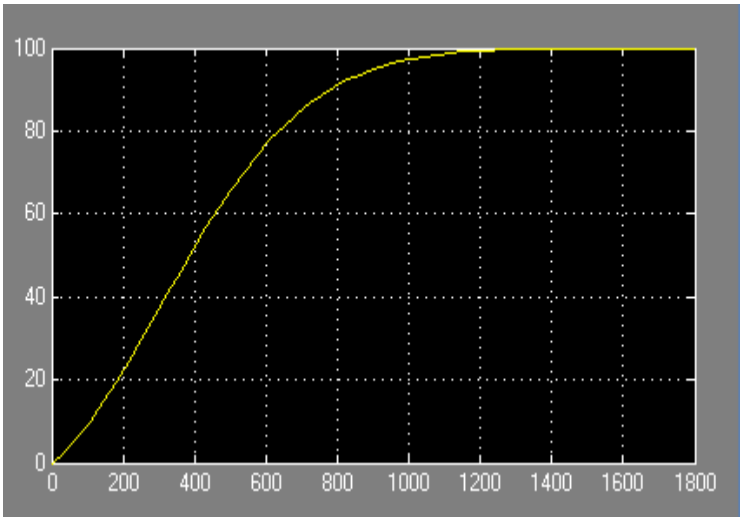


Figure 4-9:Evolution de l'efficacité du procédé de décantation lestée en fonction de temps (secondes)

L'analyse de ces deux figures, montre que la décantation classique présente une montée progressive de l'efficacité, atteignant environ 70 % au bout de 30 minutes. Ce comportement reflète la lenteur de la sédimentation des particules fines, particulièrement en conditions de crue.

En revanche, la décantation lestée montre une montée beaucoup plus rapide, avec une efficacité supérieure à 90 % atteinte dès les premières minutes, et une stabilisation autour de 100 %. L'ajout de particules lourdes accélère significativement la chute des flocs, ce qui permet une séparation plus rapide et plus efficace.

Pour affiner cette étude, un calcul de l'efficacité globale est indispensable pour mieux évaluer la performance globale, ce calcul a été fait en à l'aide de la relation suivante :

$$Efficacité\ globale(\%) = \left(1 - \frac{TSS_{sortie}}{TSS_{initial}}\right) * 100$$

Les résultats montrent une performance maximale de 93% pour le procédé avec décantation lestée, contre 54% pour la décantation classique. Cette différence confirme l'impact positif de l'ajout de sable sur la performance de prétraitement, notamment en période de crues.

4.2.4 Synthèses des résultats

La modélisation réalisée dans le cadre de ce travail a permis de simuler efficacement le comportement du procédé de coagulation-floculation-décantation en période de **crue**, où les variations de turbidité rendent le traitement plus complexe. Cette approche constitue un outil d'aide à la décision pour l'optimisation des paramètres opératoires, en réduisant le recours aux essais empiriques coûteux. Elle présente un intérêt technico-économique notable en permettant d'anticiper les performances du traitement, de limiter la surconsommation de réactifs, et de garantir une qualité d'eau conforme.

Cependant, pour assurer la fiabilité de cette modélisation dans un contexte réel, un calibrage rigoureux est indispensable. Il doit s'appuyer sur des données expérimentales représentatives des conditions spécifiques de crue. En résumé, cette approche modélisée est applicable en milieu opérationnel à condition de bien calibrer les paramètres, ouvrant ainsi la voie à une gestion proactive, maîtrisée et économiquement optimisée du traitement des eaux en conditions extrêmes.

Conclusion générale

Dans un contexte où la qualité de l'eau brute constitue un enjeu majeur pour la durabilité des procédés de dessalement par osmose inverse, notamment durant les périodes de crue, ce mémoire s'est donné pour objectif d'étudier le bassin versant de la région et d'apporter une réponse technique rigoureuse aux difficultés rencontrées à la station de dessalement de Ténès.

La première étape a consisté en une étude approfondie du bassin versant de la région, afin de mieux comprendre les origines des apports solides (matières en suspension, particules colloïdales) qui dégradent fortement la qualité de l'eau de mer captée. Cette analyse a révélé qu'un débit de pointe de 456,87 m^3/s transporte jusqu'à 3447 tonnes de MES vers la prise d'eau de mer, fournissant ainsi une base solide pour l'adaptation du procédé de prétraitement.

Face à cette variabilité, l'étude a porté sur l'optimisation du prétraitement par C-F-DL, une solution performante pour garantir une meilleure clarification de l'eau dans des conditions extrêmes. L'approche adoptée repose sur une modélisation sous MATLAB/SIMULINK, permettant de simuler l'évolution de l'efficacité du traitement en fonction de plusieurs variables, en traçant sur MATLAB les cartes 3D et les courbes d'iso-efficacités qui permettent d'identifier rapidement les combinaisons optimales pour atteindre un certain niveau de performance. Tandis que la simulation sous SIMULINK a montré une efficacité de 54 % pour la décantation à environ 960 secondes, contre 93 % (650 secondes) pour la décantation lestée.

Cette modélisation a permis d'identifier les zones d'efficacité optimale, et de proposer des scénarios d'ajustement en temps réel. Elle constitue un outil d'aide à la décision précieux pour les exploitants, notamment dans les phases critiques liées aux crues.

Toutefois, les paramètres empiriques utilisés dans le modèle ont été calibrés à partir d'hypothèses réalistes, en l'absence d'essais expérimentaux directs. Cette démarche reste pertinente dans un cadre exploratoire, mais souligne la nécessité d'une validation future par des essais de laboratoire, afin d'améliorer la précision du modèle et son adaptation aux conditions réelles de terrain.

En conclusion, ce travail articule avec cohérence analyse territoriale, approche procédés et modélisation numérique, et ouvre la voie à une gestion proactive et résiliente des stations de dessalement en lien étroit avec leur environnement naturel. Il constitue une base stratégique

pour le développement de solutions intelligentes, durables et adaptées aux contraintes hydrologiques locales

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

[1] Jean De La Paix M, Lanhai L, Xi C, Varenyam A, Anming B. Study of impacts of floods on the water quality in an arid zone: the case of the Tarim River in Northwest China. Water Science and Technology 2011;64:1973–9. https://doi.org/10.2166/wst.2011.778.

[2] He Z, Jia L, Jia Y, He J. Effects of flood events on sediment transport and deposition in the waterways of Lingding Bay, Pearl River Delta, China. Ocean & Coastal Management 2020;185:105062. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.105062.

[3] Valavala R, Sohn J-S, Han J-H, Her N-G, Yoon Y-M. Pretreatment in Reverse Osmosis Seawater Desalination: A Short Review. Environmental Engineering Research 2011;16:205–12. https://doi.org/10.4491/eer.2011.16.4.205.

[4] Matilainen A, Vepsäläinen M, Sillanpää M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. Advances in Colloid and Interface Science 2010;159:189–97. https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.06.007.

[5] Achak M, Ouazzani N, Yaacoubi A, Mandi L. Caractérisation des margines issues d'une huilerie moderne et essais de leur traitement par coagulation-floculation par la chaux et le sulfate d'aluminium. Rseau 2008;21:53–67. https://doi.org/10.7202/017930ar.

[6] Pham AN, Rose AL, Feitz AJ, Waite TD. Kinetics of Fe(III) precipitation in aqueous solutions at pH 6.0–9.5 and 25°C. Geochimica et Cosmochimica Acta 2006;70:640–50. https://doi.org/10.1016/j.gca.2005.10.018.

[7] Uyguner CS, Bekbolet M, Selcuk H. A Comparative Approach to the Application of a Physico-Chemical and Advanced Oxidation Combined System to Natural Water Samples. Separation Science and Technology 2007;42:1405–19. https://doi.org/10.1080/01496390701289807.

[8] Bolto B, Gregory J. Organic polyelectrolytes in water treatment. Water Research 2007;41:2301–24. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.012.

[9] OUAKLI H. Solutions adaptatives de la haute turbidité en périodes de crues de l'eau de mer à la station de dessalement de Ténès, Algérie. Saad DAHLEB Blida 1, 2024.

[10] Daud NM, Abdullah SRS, Hasan HA, Othman AR, Ismail N 'Izzati. Coagulation-flocculation treatment for batik effluent as a baseline study for the upcoming application of green coagulants/flocculants towards sustainable batik industry. Heliyon 2023;9:e17284. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e17284.

[11] Ghernaout D. Water Treatment Coagulation: Dares and Trends. OALib 2020;07:1–18. https://doi.org/10.4236/oalib.1106636.

[12] Sukmana H, Bellahsen N, Pantoja F, Hodur C. Adsorption and coagulation in wastewater treatment – Review. Progress 2021;17:49–68. https://doi.org/10.1556/446.2021.00029.

[13] TERHI SUOPAJÄRVI. FUNCTIONALIZED NANOCELLULOSES IN WASTEWATER TREATMENT APPLICATIONS. Technology and Natural Sciences of the University of Oulu, 2015.

[14] Koul B, Bhat N, Abubakar M, Mishra M, Arukha AP, Yadav D. Application of Natural Coagulants in Water Treatment: A Sustainable Alternative to Chemicals. Water 2022;14:3751. https://doi.org/10.3390/w14223751.

[15] Naceradska J, Pivokonska L, Pivokonsky M. On the importance of pH value in coagulation. Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua 2019;68:222–30. https://doi.org/10.2166/aqua.2019.155.

[16] Megersa M, Gach W, Beyene A, Ambelu A, Triest L. Effect of salt solutions on coagulation performance of Moringa stenopetala and Maerua subcordata for turbid water treatment. Separation and Purification Technology 2019;221:319–24. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.04.013.

[17] Bacha N, Achour S. ESSAIS DE COAGULATION DE L'ACIDE PYROMELLITIQUE EN MILIEUX AQUEUX MINERALISES n.d.

[18] Dalele K. Thème Contribution à l'étude des phénomènes de coagulation – floculation de particules en suspension dans l'eau Application de nouveaux polymères de synthèse n.d.

[19] Renault F, Sancey B, Badot P-M, Crini G. Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. European Polymer Journal 2009;45:1337–48. https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2008.12.027.

[20] Duan J, Gregory J. Coagulation by hydrolysing metal salts. Advances in Colloid and Interface Science 2003;100–102:475–502. https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2.

[21] Alizadeh Tabatabai SA, Schippers JC, Kennedy MD. Effect of coagulation on fouling potential and removal of algal organic matter in ultrafiltration pretreatment to seawater reverse osmosis. Water Research 2014;59:283–94. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.001.

[22] Sanza MA, Bonnélyea V, Cremerb G. Fujairah reverse osmosis plant: 2 years of operation. Desalination 2007;203:91–9. https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.526.

[23] Khawaji AD, Kutubkhanah IK, Wie J-M. A 13.3 MGD seawater RO desalination plant for Yanbu Industrial City. Desalination 2007;203:176–88. https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.018.

[24] Abushawish A, Bouaziz I, Almanassra IW, AL-Rajabi MM, Jaber L, Khalil AKA, et al. Desalination Pretreatment Technologies: Current Status and Future Developments. Water 2023;15:1572. https://doi.org/10.3390/w15081572.

[25] Loganathan K, Saththasivam J, Sarp S. Removal of microalgae from seawater using chitosan-alum/ferric chloride dual coagulations. Desalination 2018;433:25–32. https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.01.012.

[26] Jabrayilzada E. EVALUATION OF TREATMENT PERFORMANCE OF ALUMINIUM BASED COAGULANT AIDS IN WATER TREATMENT 2014.

[27] Ridwan MG, Altmann T, Yousry A, Das R. Intelligent framework for coagulant dosing optimization in an industrial-scale seawater reverse osmosis desalination plant. Machine Learning with Applications 2023;12:100475. https://doi.org/10.1016/j.mlwa.2023.100475.

[28] Duan J, Niu A, Shi D, Wilson F, Graham NJD. Factors affecting the coagulation of seawater by ferric chloride. Desalination and Water Treatment 2009;11:173–83. https://doi.org/10.5004/dwt.2009.795.

[29] Edzwald JK, Haarhoff J. Seawater pretreatment for reverse osmosis: Chemistry, contaminants, and coagulation. Water Research 2011;45:5428–40. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.014.

[30] Alshahri AH, Giagnorio M, Dehwah AHA, Obaid M, Missimer TM, Leiknes T, et al. Advanced coagulation with liquid ferrate as SWRO desalination pretreatment during severe algal bloom. Process performance, environmental impact, and cost analysis. Desalination 2022;537:115864. https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.115864.

[31] Fan W, Lv B, Jiao Y, Deng X, Fang C, Xing B. Preparation and application of composite magnetic flocculants for wastewater treatment: A review. Journal of Environmental Management 2025;377:124626. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124626.

[32] Asadi-Ghalhari M, Usefi S, Mahmoodi M. Starch-Based Materials as a Natural Compound's Application in Water and Wastewater Treatment: A Systematic Review. Starch Stärke 2024;76:2300111. https://doi.org/10.1002/star.202300111.

[33] Cheng J, Zhang J, Yu X. Application of New Complex Flocculant in Seawater Desalination Pretreatment. AMM 2014;556–562:57–9. https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.556-562.57.

[34] Liu J, Long Y, Zhu G, Hursthouse AS. Application of Artificial Intelligence in the Management of Coagulation Treatment Engineering System. Processes 2024;12:1824. https://doi.org/10.3390/pr12091824.

[35] Nagpal M, Siddique MA, Sharma K, Sharma N, Mittal A. Optimizing wastewater treatment through artificial intelligence: recent advances and future prospects. Water Science & Technology 2024;90:731–57. https://doi.org/10.2166/wst.2024.259.

[36] Loganathan K, Saththasivam J, Sarp S. Removal of microalgae from seawater using chitosan-alum/ferric chloride dual coagulations. Desalination 2018;433:25–32. https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.01.012.

[37] Nguyen TH, Nguyen LPD, Nguyen TTP, Le MXA, Kieu LTT, To HT, et al. Optimization Conditions to Obtain Cationic Polyacrylamide Emulsion Copolymers with Desired Cationic Degree for Different Wastewater Treatments. Polymers 2023;15:2693. https://doi.org/10.3390/polym15122693.

[38] Yasoob A, Kharrufa S, Abbawi S. Effect of Some Operating Parameters on the Performance of Ballasted Flocculation Technique for Water Treatment. (AREJ) 2015;23:56–72. https://doi.org/10.33899/rengj.2015.101075.

[39] González-Galvis JP, Jaramillo Londoño AM, Sepúlveda Amaya RD. Comparison of dissolved air flotation and sedimentation for the treatment of two waters with low turbidity in Colombia. Water Practice & Technology 2024;19:2460–72. https://doi.org/10.2166/wpt.2024.150.

[40] n.d.

[41] Cui H, Huang X, Yu Z, Chen P, Cao X. Application progress of enhanced coagulation in water treatment. RSC Adv 2020;10:20231–44. https://doi.org/10.1039/D0RA02979C.

[42] Suzuki Y, Yadai T. Development of softening and ballasted flocculation as a pretreatment process for seawater desalination through a reverse osmosis membrane 2022. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2005992/v1.

[43] Godoy LGR, Moruzzi RB, Odjegba EE, Sharifi S, Dos Reis AG. Enhanced removal of microplastics from drinking water using ballasted flocculation: a comparative study with conventional methods using non-intrusive image analysis. Braz J Chem Eng 2025. https://doi.org/10.1007/s43153-024-00530-3.

[44] Sang Y, Lu T, Lu X, Wang S, Shao X, Han Y, et al. Pilot-scale microsand-ballasted flocculation of wastewater: turbidity removal, parameters optimization, and mechanism analysis. Environ Sci Pollut Res 2022;29:32161–70. https://doi.org/10.1007/s11356-021-18453-8.

[45] Lee W-H, Kim J-O. Optimization of turbidity removal and floc formation for ballasted flocculation using magnetite-based agents by response surface methodology. Chemosphere 2024;363:142932. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142932.

[46] Guibelin E, Delsalle F, Binot P. THE ACTIFLO® PROCESS: A HIGHLY COMPACT AND EFFICIENT PROCESS TO PREVENT WATER POLLUTION BY STORMWATER FLOWS. Water Science and Technology 1994;30:87–96. https://doi.org/10.2166/wst.1994.0009.

[47] Renault F, Sancey B, Badot P-M, Crini G. Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. European Polymer Journal 2009;45:1337–48. https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2008.12.027.

[48] Zhao X, Zhao P, Zhu L, Wang Q, Hu Y, Cranston BM, et al. Exploring the Influence of Biological Traits and Environmental Drivers on Water Use Variations across Contrasting Forests. Forests 2021;12:161. https://doi.org/10.3390/f12020161.

[49] U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Degradation Kinetics Equations. 2025.

[50] Baghvand. Optimizing Coagulation Process for Low to High Turbidity Waters Using Aluminum and Iron Salts. American Journal of Environmental Sciences 2010;6:442–8. https://doi.org/10.3844/ajessp.2010.442.448.

[51] Young JC, Edwards FG. FUNDAMENTALS OF BALLASTED FLOCCULATION REACTIONS. Proc Water Environ Fed 2000;2000:56–80. https://doi.org/10.2175/193864700784607352.