

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

Université de Mohamed El-Bachir El-Ibrahimi - Bordj Bou Arreridj

Faculté des Sciences et de la Technologie

Département Génie de l'Environnement

Mémoire

Présenté pour obtenir

LE DIPLOME DE MASTER

FILIERE : Génie des Procédés

Spécialité : Génie des Procédés de l'Environnement

Par

- **M^{elle}. ACHACHA Mebarka**
- **M^{elle}. YOUNSI Meriem**

Intitulé

**Étude de la coagulation-floculation des eaux usées laitières : performances,
optimisation des conditions opératoires et impact environnemental**

Soutenu le : 30 Juin 2025

Devant le Jury composé de :

<i>Nom & Prénom</i>	<i>Grade</i>	<i>Qualité</i>	<i>Etablissement</i>
Mr. H. KARCE	MCA	Président	Univ-BBA
Mr. R. AYECHÉ	Pr	Encadreur	Univ-BBA
Mr. A. HELLATI	Pr	Examineur	Univ-BBA
Mr. M. SAKHRAOUI	Dr	Co-encadreur	Univ-BBA

Année Universitaire 2024/2025

Remerciements

En tout premier lieu, on remercie le bon Dieu, tout puissant, de nous avoir donné la force pour survivre, ainsi que le courage pour dépasser toutes les difficultés

Le travail présenté dans ce mémoire a été réalisé au laboratoire de traitements des eaux du département de génie de l'environnement de la faculté des sciences de l'Université de Bordj Bou Arreridj

*Nous avons exprimé nos plus profonds remerciements à **Mr AYECHÉ Riad** qui a dirigé ce travail, il ne nous a pas été suffisant d'exprimer toute notre grande reconnaissance pour la confiance, le grand soutien et disponibilité qu'il nous accordés pour faire avancer ce travail.*

*Notre remerciement s'adresse également mes profonds remerciements à notre Co-encadrant **Mr SAKHRAOUI MAHFOUD** pour vouloir co-diriger mes travaux.*

*Une très grande reconnaissance va au monsieur **Mr KARCE HOUSSAM**, pour l'honneur qu'il nous fait présider le jury de ce mémoire.*

*Mes remerciements s'adressent à **Mr HELLATI ABDELHAK** pour avoir acceptés d'examiner mon document de mémoire et d'avoir apportés son regard sur mon travail.*

*On reconnaissance et mes vifs remerciements vont également pour **Mme HABBICHE** pour leur aide au laboratoire.*

Une très grande reconnaissance a été exprimé à l'ensemble des membres du jury qui nous ont honorés en jugeant ce travail.

En outre, la réalisation de ce travail n'aurait pas été possible sans le soutien moral et affectif de nos parents. on remercie ainsi tous les membres de nos familles qui ont su nos comprendre dans les moments les plus difficiles lors de nos déplacements et mes absences.

Enfin, Nos profonds remerciements vont également à toutes mes collègues de la promotion de Master Génie des procédés de l'environnement et toutes les personnes qui nous ont aidés et soutenue de près ou de loin.

Dédicace

Je remercie Dieu Tout-Puissant, infiniment, pour la réussite et la facilité qu'il m'a accordées durant cette période d'épreuve, ainsi que pour toutes les innombrables bénédictions sans lesquelles cette œuvre n'aurait pu être achevée.

*À Celui qui a orné
mon nom des plus beaux titres, qui m'a soutenu sans réserve et m'a donné sans
attente, mon cher père.*

*À Celle qui a mis le ciel sous ses pieds et a allégé mes
difficultés par ses prières,
ma chère mère.*

*À Celle qui a renforcé ma détermination et
en a fait des Ababil dont je me nourris avec la connaissance et la pureté de ma
mère,
pour la joie de mes yeux, mes frères et sœurs : Lhawas, khayredine, Imad, Rochdi,
Ali*

*Sehila, Nassira, Afef, Kanza et les épouses de mes frères : Chiraze et soumia. Aux
fils et filles de mes frères et sœurs : Hadjar, Malak, Jourie, Aridj, Zahra, Israa,
Idris, ousaid, Farah, Adam*

*A Mon binôme **Younsi Meriem** qui a contribué à la réalisation de ce modeste
travail.*

*A tous les membres de ma promotion et surtout :lamisse , Aya, Amina . A tous mes
enseignants depuis mes premières années d'études.*

MEBARKA

Dédicace

Je dédie ce mémoire :

A ceux dont l'amour m'a porté, A mes chers parents, ma douce mère et mon précieux

père, Qui, par leur patience infinie, leur soutien sans faille, Et leur amour silencieux mais

puissant, Ont été les piliers de mon chemin.

À vous, je dois bien plus que des mots.

Je vous rends hommage, avec une profonde gratitude, Et une fierté que je vous dois,

Vous qui avez tout donné pour me voir grandir, avancer, réussir.

Merci, mes parents adorés,

Merci pour chaque geste, chaque prière, chaque espoir.

Je dédie également ce travail

A toute ma famille,

A mes frères Youcef et Akram,

A ma belle-sœur Sara,

Pour leur affection et leur présence précieuse.

À mes amis sincères,

Et plus particulièrement à Amina, Lamise, Aya,

Dont l'amitié est un trésor inestimable.

Enfin, à Mebarka, ma binôme fidèle,

Je dédie ces pages empreintes de nos efforts partagés.

Merci pour ton soutien moral, ta patience douce,

Et ta compréhension dans chaque étape de cette aventure

MERIEM

Résumé :

Ce mémoire s'inscrit dans une problématique environnementale majeure liée au traitement des effluents liquides fortement pollués issus de l'industrie laitière. Ces effluents présentent une charge organique élevée, une forte turbidité, une teneur importante en matières grasses, solides en suspension (MES), solides dissous (TDS), ainsi qu'une variabilité du pH et de la conductivité, les rendant non conformes aux normes de rejet. L'étude a d'abord permis de caractériser ces effluents, révélant des niveaux de DCO atteignant 4500 mg/L, de DBO₅ dépassant 4700 mg/L, de MES comprises entre 400 et 700 mg/L, une turbidité supérieure à 900 NTU, et une conductivité dépassant 2,1 mS/cm. Face à cette pollution complexe, le procédé de coagulation-floculation a été retenu et optimisé à l'aide de tests en laboratoire (JAR TEST). Deux coagulants chimiques (chlorure ferrique et sulfate d'aluminium) ont montré une excellente efficacité, atteignant jusqu'à 99,7 % de réduction de la turbidité et plus de 70 % de réduction de la DCO dans des conditions opératoires optimales. En parallèle, deux biocoagulants naturels – les graines de Lin et les graines de *Plantago psyllium* (sous la forme poudre et liquide) – ont été évalués. Bien que leurs performances soient légèrement inférieures (turbidité réduite jusqu'à 86,7 % et DCO réduite jusqu'à 55 %), ils offrent des avantages écologiques, économiques et locaux notables. Les résultats obtenus confirment que la coagulation-floculation est une méthode efficace pour le traitement des effluents laitiers, et que l'utilisation de bio-coagulants constitue une alternative durable prometteuse, particulièrement adaptée aux contextes ruraux et semi-industriels algériens.

Abstract :

This thesis addresses a major environmental issue related to the treatment of highly polluted liquid effluents from the dairy industry. These effluents are characterized by a high organic load, significant turbidity, elevated concentrations of fats, suspended solids (SS), total dissolved solids (TDS), as well as variations in pH and electrical conductivity, rendering them non-compliant with discharge standards. The study first involved the characterization of these effluents, revealing chemical oxygen demand (COD) levels reaching 4500 mg/L, biochemical oxygen demand (BOD₅) exceeding 4700 mg/L, suspended solids between 400 and 700 mg/L, turbidity above 900 NTU, and electrical conductivity over 2.1 mS/cm. To address this complex pollution, the coagulation-flocculation process was selected and optimized through laboratory jar tests. Two chemical coagulants (ferric chloride and aluminum sulfate) demonstrated excellent efficiency, achieving up to 99.7% turbidity removal and over 70% COD reduction under optimal operating conditions. In parallel, two natural bio-coagulants – Flax Seeds (powder and aqueous form) and Psyllium seeds (ou simplement Psyllium) – were evaluated. While their performance was slightly lower (with turbidity reduced up to 86.7% and COD up to 55%), they offer significant ecological, economic, and local advantages. The results confirm that coagulation-flocculation is an effective method for treating dairy effluents, and that the use of bio-coagulants represents a promising sustainable alternative, particularly suited to rural and semi-industrial contexts in Algeria.

ملخص :

تتناول هذه المذكرة إشكالية بيئية كبرى تتمثل في معالجة المياه المستعملة السائلة شديدة التلوث الناتجة عن الصناعة اللبئية. تتميز هذه المياه بتحميل عضوي مرتفع، وعكارة كبيرة، وتركيزات عالية من المواد الدهنية، والمواد العالقة (MES)، والمواد الصلبة الذائبة (TDS)، بالإضافة إلى تذبذب في قيم الأس الهيدروجيني (pH) والموصلية الكهربائية، مما يجعلها غير مطابقة للمعايير التنظيمية الخاصة بالتفريغ في الوسط الطبيعي. وقد مكّنت الدراسة أولاً من تشخيص هذه المياه المستعملة، حيث تم تسجيل قيم DCO تصل إلى 4500 مغ/ل و DBO₅ تتجاوز 4700 مغ/ل، وتركيزات MES تتراوح بين 400 و 700 مغ/ل، مع عكارة تفوق NTU900، وموصلية كهربائية تفوق 2.1 م س/سم. لمواجهة هذا التلوث المركب، تم اعتماد تقنية التخثير-التلبد (coagulation-flocculation) وتم تحسين ظروف تشغيلها عبر تجارب مخبرية. (Jar test) أظهرت المواد الكيميائية المخثرة (كلوريد الحديدك FeCl₃ وكبريتات الألومنيوم Al₂(SO₄)₃) فعالية عالية، حيث بلغت نسبة إزالة العكارة 99.7% وتقليص DCO بنسبة تفوق 70% في أفضل ظروف التشغيل. وفي نفس الإطار، تم تقييم فعالية مخثرين طبيعيين: بذور الكتان وبذور القطننة أو بذور الإسبغول على شكل بودرة أو مستخلص مائي ورغم أن أداء هذه المواد كان أقل نسبياً (إزالة العكارة حتى 86.7% وتقليص DCO حتى 55%)، إلا أنها تُعد بدائل واعدة لما توفره من مزايا بيئية واقتصادية وتوفر محلي. تؤكد النتائج أن تقنية التخثير-التلبد تُعد وسيلة فعالة لمعالجة المياه المستعملة في قطاع الحليب، وأن اعتماد المخثرات الطبيعية يمثل خياراً مستداماً واعدًا، خاصة في المناطق الريفية أو نصف الصناعية داخل الجزائر.

Sommaire

Remerciements.....	i
Dédicace :	ii
Dédicace.....	iii
Résumé :	iv
Table des matières.....	vi
Liste de figures.....	xii
Liste de tableau	xiii

Introduction générale	1
------------------------------	----------

Chapitre I. Généralités sur la pollution de l'eau et les eaux usées

I.1. Introduction	3
I.2. Les Types de Pollution	3
I.2.1. La pollution physique	3
I.2.2. La pollution chimique	4
I.2.2.1. Les éléments chimiques minéraux	4
I.2.2.2. Les éléments chimiques organiques	4
I.2.3. La pollution biologique	4
I.2.4. La pollution thermique	4
I.3. Origine de la pollution et des eaux usées	5
I.3.1. Les eaux usées domestiques et urbaines	5
I.3.2. Les eaux usées agricoles et industrielles	5
I.4. Les signes de la pollution	6
I.4.1. La diminution de la teneur en oxygène dissous	6
I.4.2. La présence des produits toxiques	6
I.4.3. La prolifération des algues	6

I.4.4. La modification physique du milieu récepteur	7
I.4.5. La présence de bactéries ou virus dangereux	7
I.5. Caractéristiques des eaux usées et principaux paramètres de pollution	7
I.5.1. Paramètres Physiques	7
I.5.1.1. La température	7
I.5.1.2. La matière en suspension (MES) et les matières volatiles en suspension (MVS) et les matières sèches totales (MST)	8
I.5.2. Paramètres organoleptiques	8
I.5.2.1. La turbidité	8
I.5.2.2. La couleur	9
I.5.3. Paramètres Chimiques	9
I.5.3.1. Le potentiel hydrogène (pH)	9
I.5.3.2. La conductivité	9
I.5.3.3. L'oxygène dissous (OD)	10
I.5.3.4. La demande chimique en oxygène (DCO) et la matière organique	10
I.5.3.5. La demande biochimique en oxygène (DBO)	11
I.5.3.6. Carbone organique total (COT)	11
I.5.3.7. L'azote	12
I.5.3.8. Nitrites	12
I.5.3.9. Nitrates	13
I.5.3.10. Le phosphore	13
I.5.3.11. Le Titre Alcalimétrique (TA) et Titre Alcalimétrique Complet (TAC)	13
I.5.4. Paramètres Bactériologiques	13
I.5.5. Impact de la pollution de l'eau sur l'homme et l'environnement	14

I.6. La pollution des industries laitières	15
I.6.1. Usages de l'eau dans l'industrie laitière	15
I.6.2. La composition de la pollution générée par les industries laitières	15
I.6.3. Impact sanitaire et environnementaux des industries laitières	16
I.6.4. Les rejets de l'industrie laitière face à la réglementation	17
I.6.5. Avantages et inconvénients des procédés de traitement des effluents laitières	18
I.7. Procédés de traitement des eaux	19
I.7.1. Les procédés mécaniques	19
I.7.1.1. Dégrillage	19
I.7.1.2. Tamisage	20
I.7.1.3. Dessablage	20
I.7.1.4. Déshuilage-Dégraissage	20
I.7.2. Les procédés physiques	21
I.7.2.1. Décantation	21
I.7.2.2. Flottation	21
I.7.2.3. Les techniques membranaires	21
I.7.2.4. L'adsorption	21
I.7.3. Les procédés chimiques	22
I.7.3.1. Coagulation-Floculation	22
I.7.3.2. La neutralisation	22
I.7.3.3. La précipitation	22
I.7.3.4. L'oxydoréduction	23
I.7.4. Procédés biologiques	23
I.7.4.1. Les procédés à cultures libres.	23

I.7.4.2. Les procédés à cultures fixées	24
I.7.5. Traitement complémentaire	24
I.8. Chaîne élémentaire de production d'eau potable	26
 Chapitre II. Procédé de coagulation floculation	
II.1. Introduction	29
II.2. Système colloïdale	29
II.2.1. Définition	29
II.2.2. Caractéristiques des colloïdes	29
II.2.3. Structure des colloïdes	30
II.2.3.1. Macromolécule organique (Hydrophiles)	30
II.2.3.2. Colloïdes de nature minérale (Hydrophobes)	30
II.3. Le Processus de la coagulation floculation	31
II.3.1. But de la coagulation-floculation	31
II.3.1.1. Les Suspensions colloïdales – Nécessité de la coagulation	31
II.3.1.2. Théorie de la double couche	32
II.3.1.3. Potentiel Zêta	34
II.3.1.4. La Théorie chimique	36
II.4. Mécanisme de la Coagulation-Floculation.	36
II.4.1. La Coagulation	36
II.4.2. La Floculation	41
II.4.3. Facteurs influençant la coagulation	43
II.4.3.1. L'Influence du paramètre pH	43
II.4.3.2. L'Influence de la dose de coagulant	43
II.4.3.3. L'Influence de la température	44
II.4.3.4. L'Influence de la turbidité	45
II.4.3.5. L'Influence de la Valence des colloïdes	45

II.4.3.6. L’Influence de la grosseurs et concentration des particules colloïdales et des sels	45
II.4.3.7. Vitesses et temps d’agitation	45
II.4.3.8. Effets de l'alcalinité	45
II.4.3.9. Electrisations des particules	46
II.4.3.10. Etat d’hydratation	46
II.4.3.11. Potentiel Zeta	46
II.5. Types des coagulants et flocculant	46
II.5.1. Les coagulants minéraux	46
II.5.1.1. Les sels d'aluminium	46
II.5.1.2. Les sels ferriques	49
II.5.2. Les coagulant naturels	49
II.5.3. Aides-coagulants (adjuvant de floculation)	50
II.5.3.1. Les Flocculants minéraux	51
II.5.3.2. Les Flocculants naturels	51
II.5.4. Les coagulants et flocculants organiques synthétiques	52
II.5.5. Choix du coagulant	52
II.5.5. Conclusion	52
CHAPITRE III. Expérimentation et résultats	
III.1. Méthodes analytiques de mesure des paramètres physico-chimiques	54
III.2. Echantillons à traiter et ces caractéristiques	55
III.3. Coagulants utilisés	56
III.3.1. Le coagulant minéral	56
III.3.1.1. Le chlorure ferrique FeCl_3	56

III.3.1.2. Le Sulfate d'Aluminium Al_2SO_4	56
III.3.2. Les bio-coagulants	57
III.3.2.1. Les graines de lin	57
III.3.2.2. Les graines de psyllium	57
III.3.3. Préparation des biocoagulants	57
III.3.3.1. Préparation de poudre	58
III.3.3.2. Extraction des Bio-coagulants par l'eau distillée	59
III.3.4. Caractérisation des bio-coagulants	59
III.3.5. Procédure de coagulation floculation	60
III.4. Traitement par coagulation floculation	61
III.4.1. Optimisation de la dose de coagulant	61
III.4.2. Optimisation de pH de coagulation	62
III.5. Caractérisation des eaux brutes utilisées	62
III.6. Les coagulants minéraux	64
III.6.1. Variation DOSE/pH	64
III.6.2. Variation DOSE/TURBIDITE	67
III.6.3. Variation TURBIDITE/pH	69
II.6.4. Variation des autres paramètres	72
III.7. Les coagulants naturels	78
III.7.1. Variation DOSE/pH	79
III.7.2. Variation DOSE/TURBIDITE	80
III.7.3. Variation TURBIDITE/pH	82
III.7.4. Variation des autres paramètres	83
III.7.5. Conclusion	85
Conclusion générale	86
Annexe	88

Liste des figures

Figure I.1	Chaîne de traitement	27
Figure II.1	Energie d'interaction entre deux particules lipophiles en fonction de la distance depuis la surface de la particule	32
Figure II.2	Représentation d'Helmholtz	33
Figure II.3	La théorie de la double couche	34
Figure II.4	Potentiel Zeta	35
Figure II.5	Représentation schématique de la compression de la couche diffuse	37
Figure II.6	Variation du potentiel de répulsion en fonction de la distance qui sépare deux particules	37
Figure II.7	Diagramme d'énergie potentielle en fonction de la distance inter particulaire	38
Figure II.8	Représentation schématique de l'adsorption et neutralisation des charges.	39
Figure II.9	Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation.	40
Figure II.10	Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère	41
Figure II.11	Processus de formation flocc	43
Figure II.12	Diagramme de solubilité dans l'eau de $Al(OH)_3$ à 25°C	47
Figure II.13	Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la coagulation	48
Figure III.1	Coagulants naturels	58
Figure III.2	Appareil de jar test	58
Figure III.2	Préparation des graines avant broyage	58
Figure III.3	Poudres obtenues après broyage des graines	59
Figure III.4	Tamissage des poudres de graines broyées	59
Figure III.5	Appareil de jar test	60
Figure III.6	(a) variation de la turbidité, MES, DCO et DCO théorique (b) la conductivité, salinité, TDS et le MO en fonction de la valeur de pH de l'effluent synthétique	63
Figure III.7	Variation du pH de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de Sulfate d'aluminium applique sur les tests de coagulation pour (a) pH=05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08.	65

Figure III.8 Variation du pH de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de **chlorure ferrique** applique sur les tests de coagulation pour (a) le pH initial de 05, (b) pH = 06 et pH = 07. 66

Figure III.9 Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de **Sulfate d'aluminium** applique sur les tests de coagulation pour (a) pH=05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08. 67

Figure III.10 Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de **chlorure ferrique** applique sur les tests de coagulation pour (a) pH=05, (b) pH = 06 et pH = 07 68

Figure III.11 Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction du pH de la solution après l'injection des différentes dose en Sulfate d'aluminium pour (a) pH = 05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08 69

Figure III.12 Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction du pH de la solution après l'injection des différentes dose en chlorure ferrique pour (a) pH= 05, (b) pH = 06 et pH = 07. 70

Figure III.13 Variation de la Conductivité et les TDS de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant minérale Sulfate d'aluminium pour (a) le pH initial de 05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08. 73

Figure III.14 Variation de la Matière Organique (MO) de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant minérale Sulfate d'aluminium pour (a) pH = 05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08. 74

Figure III.15 Variation de la concentration de DCO de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant minérale Sulfate d'aluminium pour (a) pH =05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08. 75

Figure III.16 Variation de la concentration de DCO théorique (calculé à base de détermination de la matière organique) de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant minérale Sulfate d'aluminium pour (a) pH = 05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08. 76

Figure III.17 Variation de la Conductivité et les TDS de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différentes dose en chlorure ferrique injectées pour (a) pH = 05, (b) pH = 06 et pH = 07. 77

Figure III.18 Variation de la concentration en MO (matière organique) et en DCO théorique et DCO de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différentes dose en chlorure ferrique injectées pour (a) pH =05, (b) pH = 06 et pH = 07. 78

Figure III.19 Variation du pH de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de (a) Graines de Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de Lin Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=07. 79

Figure III.20 Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de (a) Graines Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de Lin Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=07 .81

Figure III.21 Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction du pH de la solution ap l'injection des différentes dose en (a) Graines de Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de I Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=07. 82

Figure III.22 Variation de la Conductivité et les TDS de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant organique (a) Graines de Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de Lin Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=0 83

Figure III.23. : Variation de la Matière Organique (MO) de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant organique (a) Graines de Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de Lin Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=07 84.

Liste des tableaux

Tableau I.1 Seuil maximal des caractéristiques microbiennes de l'eau potable	14
Tableau I.2 Répartition des usages de l'eau dans l'industrie laitière	15
Tableau I.3 Niveaux de contamination, rapportés dans les études, des eaux usées provenant des laiteries (cas d'exemple)	16
Tableau I.4 Volumes approximatifs d'eau usées engendrés par les activités de laitières	16
Tableau I.5 Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluent liquides agroalimentaires	17
Tableau I.6 Avantages et inconvénients des différents procédés pour le traitement des effluents laitières	18
Tableau II.1 Temps de décantation des différentes particules d'après la loi de STOKES	31
Tableau II.2 Caractéristique de quelques coagulants minéraux	49
Tableau III.1 Méthodes analytiques de détermination des paramètres physico-chimiques des eaux	55
Tableau III.2 Les valeurs moyennes des différents paramètres analysés à l'entrée de laiterie de medjana (Miyo)	55
Tableau III.3 Propriétés physiques et chimiques de FeCl_3	56
Tableau III.4 Propriétés physiques et chimiques de Al_2SO_4	56
Tableau III.5 Propriétés physiques et chimiques de graines de lin et graine de psyllium traité par l'eau distillée.	60
Tableau III.6 Les doses de coagulant minérale poudre	61
Tableau III.7 Les doses de coagulant minérale liquide	61
Tableau III.8 Caractéristiques des effluents synthétiques préparé au laboratoire à base de poudre de lait	62

Nomenclature

AFNOR : Association Française de Normalisation

APHA : American Public Health Association

COT : Carbone Organique Total.

DBO : Demande Biochimique en Oxygène.

DCO : Demande Chimique en Oxygène.

EPI.DMA : Epichlorhydrine diméthylamine.

FTU: Formazine Turbidity Unit.

JTU : Jackson Turbidity Unit.

MES : Matière En Suspension.

MST : Matières sèches totales.

MVS : Matières volatiles en suspension .

NTU: Nephelometric Turbidity Unit.

OD : oxygène dissous.

pH : potential hydrogène.

POLYDAMAC : Poly(chlorure de diallyldiméthyl-ammonium).

TA : Titre Alcalimétrique.

TAC : Titre Alcalimétrique Complet.

TDS : Total Dissolved Solids.

Introduction générale

L'eau constitue une ressource naturelle essentielle, tant pour les besoins vitaux de l'être humain que pour les activités économiques, agricoles et industrielles. Toutefois, son utilisation massive et souvent inefficace entraîne une production importante d'eaux usées, dont la composition varie selon les usages. Ces eaux, une fois rejetées dans le milieu naturel sans traitement approprié, engendrent une pollution qui menace directement la santé humaine et l'équilibre écologique des milieux aquatiques [01].

En Algérie, la situation est d'autant plus préoccupante que la disponibilité en eau est limitée, notamment dans les régions semi-arides. L'urbanisation croissante, l'essor de l'industrie et l'intensification de l'agriculture accentuent la pression sur les ressources hydriques. Parmi les secteurs industriels les plus consommateurs d'eau et producteurs d'effluents, l'industrie agroalimentaire, et plus particulièrement la filière laitière, se distingue par la charge organique très élevée de ses rejets. Ces derniers se caractérisent par des concentrations importantes en DBO₅, DCO, MES, matières grasses, azote et phosphore, ainsi que par une variabilité importante du pH et de la température [02].

Les effluents bruts issus des laiteries peuvent présenter une DBO₅ atteignant 4790 mg/L, une DCO de plus de 4000 mg/L et des matières grasses supérieures à 500 mg/L, dépassant largement les valeurs limites fixées par le décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 relatif aux rejets industriels liquides. Cette situation implique non seulement des risques environnementaux comme : l'eutrophisation, prolifération d'algues, appauvrissement en oxygène dissous ainsi que des risques sanitaires liés à la présence de germes pathogènes [03].

Face à ces défis, la mise en œuvre de procédés de traitement adaptés devient une nécessité. Les techniques classiques de coagulation-floculation, de traitement biologique (boues activées, lagunage, biofiltres) ou encore d'adsorption sont largement utilisées, mais leur efficacité dépend fortement de la qualité initiale de l'effluent et des conditions d'exploitation [04]. Par ailleurs, des études récentes menées sur les espèces locales végétales, comme *Plantago ciliata*, ont mis en évidence leur potentiel en tant que biofloculants naturels, ouvrant la voie à des alternatives plus durables et économiques [05].

Ainsi, la compréhension des caractéristiques physico-chimiques des eaux usées issues de l'industrie laitière et l'évaluation rigoureuse des solutions de traitement constituent une étape

cruciale pour assurer une gestion durable de l'eau, en conformité avec les normes réglementaires et les objectifs de protection environnementale.

Ce mémoire est structuré en trois chapitres principaux.

- Le premier chapitre est consacré à une revue bibliographique approfondie sur la pollution de l'eau, ses sources, ses impacts environnementaux et sanitaires, ainsi que les caractéristiques spécifiques des effluents laitiers et les techniques de traitement courantes.
- Le deuxième chapitre présente le matériel utilisé et la méthodologie adoptée, en détaillant les techniques d'échantillonnage, les protocoles d'analyse des paramètres physico-chimiques et microbiologiques, ainsi que les procédés de traitement expérimentés.
- Enfin, le troisième chapitre expose et discute les résultats obtenus, en évaluant la performance des différentes méthodes de traitement appliquées aux effluents étudiés, avant de conclure sur les perspectives d'optimisation et d'application à plus grande échelle.

I. Généralités sur la pollution de l'eau et les eaux usées :

L'eau, en tant que solvant universel le plus économique, est largement utilisée avant d'être rejetée, souvent chargée de polluants sous forme de matières en suspension, flottantes ou dissoutes. Avec la croissance rapide des activités industrielles, les mécanismes naturels d'épuration présents dans les rivières et les lacs deviennent insuffisants pour absorber ces contaminants, entraînant une augmentation de la pollution. Ainsi, la préservation de la qualité de l'eau représente aujourd'hui un enjeu environnemental majeur [06]. Cela souligne la nécessité de mettre en œuvre de nouvelles méthodes de dépollution des eaux usées comme étant des eaux ayant été utilisées pour des usages domestiques, industriels ou même agricole, constituant donc un effluent pollué et qui sont rejetées dans un émissaire d'égout. Les eaux usées regroupent les eaux usées domestiques (les eaux vannes et les eaux ménagères), les eaux de ruissellement et les effluents industriels (eaux usées des usines et de production agroalimentaire) [07].

I.1. Définition :

La pollution d'eau est une dégradation physique, chimique ou biologique de ses qualités naturelles, provoquée par l'être humain et par ses activités. La pollution de l'eau est une alternation qui rend son utilisation dangereuse et/ou perturbe l'équilibre de l'écosystème aquatique et les conditions de vie [08]. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et/ou les eaux souterraines. Elle a pour origines principales :

- L'activité humaine.
- Les industries.
- L'agriculture.
- Les décharges de déchets domestiques et industriels [09].

I.2. Les Types de Pollution :**I.2.1. La pollution physique :**

Due à la présence de matières en suspension et parfois de colloïdes. Elle se traduit par un trouble ou une coloration plus ou moins prononcée [10], les éléments solides entraînés par l'eau subdivisent en plusieurs catégories selon leur nature et leur dimension :

- Les éléments grossiers
- Les sables
- Les matières en suspension (MES)

I.2.2. La pollution chimique :

Due à l'existence de certaines substances chimiques en solution à des taux pouvant provoquer le changement de saveur ou l'apparition d'un caractère toxique de l'eau. On distingue selon la nature de la pollution chimique deux éléments chimiques :

I.2.2.1. Les éléments chimiques minéraux :

L'eau étant un très bon solvant permettra la mise en solution de nombreux composés avec lesquels elle sera en contact. La dissolution des sels, la corrosion des métaux et dissolution des acides et des bases sont des phénomènes qui donnent lieu à des eaux de rejets caractérisées par certaines formes de pollution dont les plus représentatives sont : la température, le pH, les sels (les nitrates, les chlorures, les sulfates), les métaux lourds.

I.2.2.2. Les éléments chimiques organiques :

La matière organique est principalement issue de la décomposition des végétaux, des animaux et des microorganismes. Il est donc difficile d'en donner une description précise ou une composition moyenne. Elle participe à beaucoup des paramètres de qualité de l'eau : couleur, sous-produits de désinfection, odeurs, saveurs...etc.

I.2.3. La pollution biologique :

Se manifeste lors de l'existence de certains types de microorganismes (des virus, des bactéries, des parasites) capables de se proliférer dans l'eau [11]. Ils sont dangereux pour la santé humaine, et limitent donc les usages que l'on peut faire de l'eau.

I.2.4. La pollution thermique :

Correspond à une forte hausse ou diminution de la température d'un milieu par rapport à la température normale [09], lorsque la température de l'eau augmente, le nombre de particules d'oxygènes dissoutes diminue. La pollution thermique peut être déclencher naturellement comme des sources d'eaux chaudes et des étangs peu profond l'été ou par l'homme comme des déversements d'eau qui a été utilisée pour refroidir des centrales électriques ou d'autres équipements industriels [11].

I.3. Origine de la pollution et des eaux usées :**I.3.1. Les eaux usées domestiques et urbaines :**

Les eaux usées urbaines comprennent les eaux usées domestiques et les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage des voies publiques, eaux de lavage des caniveaux, matières fécales, des marchés et des cours). Les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les voies publiques et les marchés entraînent toutes sorte de déchets minéraux et organiques : de la terre, des limons, des boues, des silts, les produits dont se débarrassent les habitants d'une agglomération, des sables, des déchets végétaux (herbes, pailles, feuilles, graines, etc..) et toute sortes de micropolluants et des germes fécaux (hydrocarbures, pesticides venant des jardins, détergents utilisés pour le lavage des cours, des voies publiques, des automobiles, débris microscopique de caoutchouc venant de l'usure des pneumatiques des véhicules) [12].

I.3.2. Les eaux usées agricoles et industrielles :

Les activités agricoles sont en particulier largement impliquées dans les apports d'engrais, de lisiers et des purins d'élevage ainsi que les produits phytosanitaires [13]. Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales : blanchisserie, restaurant, laboratoire d'analyses médicales, etc.

Les activités industrielles rejettent un bon nombre des substances qui vont polluer nos ressources es d'eau et parfois d'une manière intensive [14]. La variété des eaux usées industrielles est très grande. Certains de ces eaux sont toxiques pour la flore et la faune aquatiques, ou pour l'homme. Il faut bien distinguer les eaux résiduaires et les liquides résiduaires de certaines industries.

Les eaux résiduaires sont celles qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, qui ont servi à nettoyer ou laver des appareils, des machines, des installations, des matières premières ou des produits d'une usine, ou qui ont servi à retenir des poussières de fumées ; elles peuvent contenir des substances chimiques utilisées au cours des fabrications. Les liquides résiduaires sont des liquides résultant des fabrications ; c'est le cas des solutions de produits chimiques, des solutions de sous-produits, c'est le cas des liquides acides provenant de la vidange des cuves de décapage des métaux. Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement :

- Ils sont directement rejetés dans le réseau domestique.

- Ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique.
- Ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel [15].

I.4. Les signes de la pollution :

La pollution se manifeste principalement, dans les eaux de surface par :

I.4.1. La diminution de la teneur en oxygène dissous :

Les matières organiques, essentielles à la vie aquatique en tant que nourriture, peuvent devenir un élément perturbateur quand leur quantité est trop importante. En effet, elles vont être dégradées par des bactéries et éventuellement elles vont consommer naturellement de l'oxygène dissous des rivières, privant ainsi les organismes aquatiques. Parmi les substances qui entraînent une importante consommation d'oxygène, notons en particulier les sous-produits rejetés par l'industrie laitière, le sang rejeté par l'industrie de la viande, les déchets contenus dans les eaux usées domestiques. Cette diminution d'oxygène dissous peut provoquer dans certains cas des mortalités importantes de poissons.

I.4.2. La présence des produits toxiques :

Rejetées sous différentes formes, ces substances provoquent des effets qui peuvent être de deux formes :

- Effet immédiat ou à court terme conduisant à un effet toxique brutal et de donc à la mort rapide de différents organismes.
- Effet différé ou à long terme, par accumulation au cours du temps, des substances chez certains organismes.

La plupart des produits toxiques proviennent de l'industrie chimique, de l'industrie des métaux lourds, de l'activité agricole et des décharges agricole et des décharges de déchets domestiques ou industriels.

I.4.3. La prolifération des algues :

Bien que la présence d'algue dans les milieux aquatiques soit bénéfique pour la production d'oxygène dissous, celles-ci peuvent proliférer de manière importante et devenir extrêmement gagnantes en démarrant le processus d'eutrophisation. Les algues se nourrissent de matières minérales : phosphore sous forme de phosphate, ainsi qu'azote (ammonium, nitrates et azote

gazeux), carbone (gaz carbonique) et d'autres éléments minéraux. La présence excessive de ces éléments est essentiellement liée aux activités humaines, à l'agriculture et à l'industrie.

I.4.4. La modification physique du milieu récepteur :

Le milieu peut être perturbé par des apports aux effets divers :

- Augmentation de la turbidité de l'eau (ex. lavage de matériaux de sablière ou de carrière).
- Modification de la salinité (ex. eaux d'exhaure des mines de sel).
- Augmentation de la température (ex. eaux de refroidissement des centrales nucléaires).

I.4.5. La présence de bactéries ou virus dangereux :

Les foyers domestiques, les hôpitaux, les élevages et certains industries agroalimentaires rejettent des germes susceptibles de présenter un danger pour la santé. L'ensemble des éléments perturbateurs décrits ci-dessus parviennent au milieu naturel de deux façons différentes :

- Par rejets bien localisés (villes et industries) à l'extrémité d'un réseau d'égout ;
- Par des rejets diffus (lessivage des sols agricoles, des aires d'infiltration dans les élevages, décharges, ... etc.).

L'introduction de rejets dans le sous-sol provoque une pollution des eaux souterraines qui est caractérisée par :

- Une propagation lente et durable (une nappe est contaminée pour plusieurs dizaines d'années).
- Une grande difficulté de résorption ou de traitement [16].

I.5. Caractéristiques des eaux usées et principaux paramètres de pollution :

I.5.1. Paramètres Physiques :

I.5.1.1. La température :

La température est l'un des facteurs essentiels qui contrôlent les activités biologiques et écologiques des êtres vivants. Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision, car leur variation affecte diverses propriétés de l'eau [17]. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz et leur solubilité dans l'eau, dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique, la densité, la viscosité, dans la détermination du

pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels [18], et sur les vitesses des réactions chimiques et biochimiques [19].

I.5.1.2. La matière en suspension (MES) et les matières volatiles en suspension (MVS) et les matières sèches totales (MST) :

La pollution particulaire est due à la présence de particules de grande taille, supérieure à 10 μm , en suspension dans l'eau, et que l'on peut assimiler aux matières en suspension (MES). En fait, les matières en suspension ne sont des particules solides véritablement en suspension que dans des conditions moyenne d'écoulement des effluents correspondant à une vitesse minimale de 0,5 m/s. En fonction de la taille des particules, on distingue les matières grossières ou décantables (diamètre supérieur à 100 μm) et les matières en suspension. On peut également prendre en compte une partie des matières colloïdales, de dimension inférieure, qui constitue la limite entre la phase solide et la phase dissoute (entre 1 et 10^{-2} μm) [20]. La valeur de MES représente la quantité de matière particulaire (obtenue par filtration) exprimée en gramme de matière séché par litre d'effluent. Les MVS représente la quantité de MES résiduelles après calcination à 500 °C pendant 2 heures. la différence entre les deux exprime globalement la quantité de matière organique en suspension [19].

Les matières sèches totales (MST) c'est la quantité de matière obtenue après évaporation d'un volume d'effluent donné à 100 °C. la calcination de ce résidu à 600 °C pendant 2 heures donne les matières minérales totales et permet ainsi de déterminer par différence les matières organiques totales de l'effluent [21].

I.5.2. Paramètres organoleptiques :

I.5.2.1. La turbidité :

La turbidité est la mesure de l'aspect plus ou moins trouble de l'eau ; c'est l'inverse de la limpidité. Techniquement, la turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble, elle correspond à la propriété optique de l'eau permettant à une lumière incidente d'être déviée (diffraction) ou adsorbée par des particules plutôt que transmise en ligne droite. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence de divers matières particulières ou colloïdales en suspension (MES) fines, comme les argiles, les limons, les grains de silice, de composés organiques ou inorganiques ainsi que du plancton et d'autres microorganismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence de matières colloïdales d'origine organique ou minérale et/ou anthropique.

Dans le réseau de distribution, après le traitement de l'eau, la turbidité peut s'accroître par la post-floculation de coagulants résiduels dissous, la croissance de microorganismes, la remise en suspension de la matière déposée dans les canalisations ainsi que par la corrosion de la tuyauterie [22]. Les unités utilisées pour exprimer la turbidité proviennent de la normalisation ASTM (American Society for Testing Material) qui considère que les trois unités suivantes sont comparables : Unité JTU (Jackson Turbidity Unit) = unité FTU (Formazine Turbidity Unit) = unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit) [19].

I.5.2.2. La couleur :

Une eau pure observée sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair car les longueurs d'ondes courtes sont peu absorbées alors que les grandes longueurs d'onde (rouge) sont absorbées très rapidement [20]. La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration [18].

I.5.3. Paramètres Chimiques :

I.5.3.1. Le potentiel hydrogène (pH) :

Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique. L'acidité, la neutralité ou l'alcalinité d'une solution aqueuse peut s'exprimer par la concentration en H_3O^+ (noté en ion H^+ pour simplifier), exprime le degré d'acidité d'un milieu. De manière à faciliter cette expression, on utilise le logarithme décimal de l'inverse de concentration en H^+ : c'est le pH [20].

$$pH = \log 1/[H^+]$$

Cette caractéristique est importante car altère la croissance et la production des microorganismes qui sont utilisés dans des systèmes de dépollution ne fonctionnent correctement que dans une gamme réduite de pH (entre pH 6 et pH 8) [21].

I.5.3.2. La conductivité :

La conductivité est la propriété que possède une eau de favoriser le passage d'un courant électrique. Elle est due à la présence dans le milieu d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique. Elle dépend de la nature de ces ions dissous et de leurs concentrations. La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 . L'unité de conductivité est le siemens par mètre (S/m) [18]. La mesure de cette paramètre permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau (chlorure, sulfate,

calcium, sodium, magnésium, ...etc.). Elle est plus importante lorsque la température de l'eau augmente.

1.5.3.3. L'oxygène dissous (OD) :

L'oxygène dissous, toujours présent dans l'eau, est un composé essentiel car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de différents facteurs, dont la température, la salinité, la pression partielle dans l'atmosphère et la force ionique du milieu. La concentration en oxygène dissous est exprimée en $\text{mgO}_2 \text{ l}^{-1}$ [20]. L'oxygène dissous conserve ses propriétés oxydantes, soit par des phénomènes électrochimiques, d'où son importance dans le phénomène de corrosion. La teneur de l'oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/L, elle est fonction de l'origine de l'eau : les eaux superficielles peuvent contenir des quantités relativement importantes proches de la saturation ; par contre, les eaux profondes n'en contiennent le plus souvent que quelques milligrammes par litre. L'eau saturée d'air, à la température de 20 °C et sous la pression normale contient 9,1 mg/L d'oxygène, l'eau usée domestique peut contenir de 2 à 8 mg/L [23].

1.5.3.4. La demande chimique en oxygène (DCO) et la matière organique :

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation de toutes matières oxydables présentes dans l'eau quel que soit leur origine organique ou minérale, biodégradable ou non. La DCO étant fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives, des possibilités de l'oxydation [18].

La DCO constitue donc un paramètre important et spécifique que l'on utilise pour déterminer la concentration des pollutions principaux, c'est un test rapide, très utile pour la surveillance des eaux usées et les rejets industriels. La valeur de DCO est la concentration, exprimée en mg.L^{-1} d'oxygène équivalente à la quantité de dichromates consommée par les matières dissoutes et en suspension lorsqu'on conditions définies par la norme traite un échantillon d'eau avec cet oxydant dans conditions définies par la norme, diffère de celle de la DBO. Elle est généralement supérieure, surtout pour les eaux usées domestique, mais il y a souvent un rapport à peu près constant entre les deux (de l'ordre de 1,5 à 2) [23]. La DCO c'est une mesure globale des matières organiques (MO) et de certains sels minéraux oxydables, à la différence de la DBO qui prend en compte les matières organiques biodégradables, la DCO permet d'apprécier la concentration en MO ou

minérales, dissoute ou en suspension dans l'eau, au travers la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale [18].

Les matières organiques, sont des matières oxydables qui nécessitent pour leur décomposition une certaine quantité d'oxygène. Elles vont appauvrir le milieu naturel en oxygène, c'est pourquoi elles sont considérées comme des matières polluantes, on utilise un oxydant, le permanganate de potassium (KMnO_4), qui, dans des conditions opératoires précises, va oxyder des molécules présentes dans l'eau. Ces molécules sont essentiellement des molécules organiques mais des molécules minérales prouvent être également oxydées et l'on devrait parler plutôt de matière oxydable [24].

1.5.3.5. La demande biochimique en oxygène (DBO) :

Pratiquement, la demande biochimique en oxygène devrait permettre d'apprécier la charge du milieu considéré en substances putrescibles, son pouvoir auto-épurateur et d'en déduire la charge maximale acceptable, principalement au niveau des traitements primaires des stations d'épuration. La demande biochimique en oxygène dans l'obscurité à 20 °C, pendant un temps donné, d'un échantillon d'eau est la quantité d'oxygène consommé par les microorganismes aérobies présents dans cet échantillon pour l'oxydation biochimique des composés organiques ou inorganiques qu'il contient [18]. Si l'incubation dure 05 jours on l'appelle DBO_5 et si elle dure 21 jours, DBO_{21} .

DBO_5/DCO : rapport indiquant la biodégradabilité d'un effluent, si le $\text{DBO}_5/\text{DCO} > 0,6$ l'effluent est biodégradable. Si le rapport DBO_5/DCO entre 0,6 et 0,3 ($0,6 > \text{DBO}_5/\text{DCO} > 0,3$) l'effluent est partiellement biodégradable, et si $\text{DBO}_5/\text{DCO} < 0,3$ l'effluent est difficilement biodégradable [21].

La DBO représente plus particulièrement une mesure de la charge polluante d'origine carbonée (pollution organique, biodégradable en fait). Elle fournit donc une des indications importantes permettant de juger de la qualité d'eau et de son degré de pollution. Par contre c'est un test reconnu trop peu précis pour qualifier les eaux naturelles mais très utilisé pour surveiller l'efficacité des stations d'épuration [24].

1.5.3.6. Carbone organique total (COT) :

Le carbone organique est constitué d'une grande diversité de composés organiques à plusieurs états d'oxydation, dont certains sont susceptibles d'être oxydés par des procédés chimiques ou biologiques. Ces fractions sont caractérisées par la demande chimique en oxygène

(DCO) et la demande biologique en oxygène (DBO). Certaines matières organiques échappent à ces mesures ; dans ce cas, le dosage du COT est mieux adapté. Il est indépendant de l'état d'oxydation de la matière organique et ne mesure pas les éléments inorganiques tels que l'azote et l'hydrogène qui peuvent être pris en compte par la DCO et la DBO.

La détermination porte sur les composés organiques fixés ou volatils, naturels ou synthétiques, présents dans les eaux résiduaires (celluloses, sucres, huiles, etc.). Suivant que l'eau a été préalablement filtrée ou non, on obtiendra le carbone dissous (COD) ou le carbone organique total (COT). Cette mesure permet de faciliter l'estimation de la demande en oxygène liée aux rejets, et d'établir éventuellement une corrélation avec la DBO et la DCO. La mesure de COT est réalisée par un analyseur de CO₂ à infrarouge après combustion catalytique à haute température de l'échantillon [24].

I.5.3.7. L'azote :

Dans les eaux usées domestiques, l'azote est présent principalement sous forme organique et ammoniacale, on le dose par mesure du N-NTK (Azote Totale Kjeldahl, regroupe les deux premières formes) et la mesure du N-NH₄. Et rarement sous forme oxydée en nitrite / nitrate [21].

$$\text{Azote Kjeldahl (en mg/L)} = \text{Azote ammoniacal} + \text{Azote organique} [25].$$

L'azote organique, composant majeur des protéines, est recyclé en continu par les plantes et les animaux. L'azote ammoniacal est présent sous deux formes en solution, l'ammoniac NH₃ et l'ammonium NH₄⁺, dont les proportions relatives dépendent du pH et de la température. L'ammonium est souvent dominant ; c'est pourquoi, ce terme est employé pour désigner l'azote ammoniacal ; en milieu oxydant, l'ammonium se transforme en nitrites puis en nitrates ; ce qui induit une consommation d'oxygène [26].

I.5.3.8. Nitrites

Les ions nitrites (NO₂⁻) sont un stade intermédiaire entre l'ammonium (NH₄⁺) et les ions nitrates (NO₃⁻). Les bactéries nitrifiantes (nitrosomonas) transforment l'ammonium en nitrites. Cette opération, qui nécessite une forte consommation d'oxygène, est la nitratation. Les nitrites proviennent de la réduction bactérienne des nitrates, appelée dénitrification. Les nitrites constituent un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. La toxicité augmente avec la température [27].

I.5.3.9. Nitrates

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitratâtes (nitrobacters) transforment les nitrites en nitrates. Les nitrates ne sont pas toxiques ; mais des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération algale qui contribue à l'eutrophisation du milieu. Leur potentiel danger reste relatif à leur réduction en nitrates [27].

I.5.3.10. Le phosphore :

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état de phosphate minéral ou organique (exprimer en mg de phosphore élémentaire par litre d'effluent) [21]. Les composés phosphorés qui, sans hydrolyse ou minéralisation, répondent au test spectrophotométrique sont considérés comme étant des ortho-phosphates. L'hydrolyse en milieu acide fait apparaître le phosphore hydrolysable et minéralisation, le phosphore organique. Chaque fraction (phosphore en solution ou en suspension) peut être séparée analytiquement en ortho-phosphates, phosphore hydrolysable et phosphore organique. Suivant les cas, la teneur en phosphates peut être exprimée en mg/L de PO_4 ou de P_2O_5 [18].

I.5.3.11. Le Titre Alcalimétrique (TA) et Titre Alcalimétrique Complet (TAC) :

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence d'ions hydroxyles (OH^-), de carbonates (CO_3^-) et de bicarbonate (HCO_3^-), et dans une moindre mesure aux ions phosphates (PO_3^-) et silicates (HSiO_3^-), ou encore aux espèces moléculaires des acides faibles.

Etroitement liée à la dureté, sa valeur en est généralement proche lorsqu'elle est due à la présence de CO_3^- et de HCO_3^- . Dans les eaux naturelles, l'alcalinité exprimée en HCO_3^- varie de 10 à 350 mg/L. elle est augmentée par des rapports d'origine urbaine (phosphates, ammoniacale, matières organique) ou industrielle (produits basiques ou acides) [28].

I.5.4. Paramètres Bactériologiques :

La détermination de la flore aérobie mésophile totale, des coliformes totaux, coliformes fécaux, staphylocoque, streptocoque, salmonelles et les shigelles, ainsi que certains pathogènes peuvent donner une indication sur les risques liés à l'utilisation de certains types d'eaux [29]. Les caractéristiques microbiennes de l'eau potable ne doivent pas dépasser les seuils mentionnés dans le tableau ci-après.

Tableau I. 1 : Seuil maximal des caractéristiques microbiennes de l'eau potable [29].

Groupes de paramètres	Paramètres	Unité	Valeur maximale	
			Eaux superficielles	Eaux souterraines
Paramètres microbiologiques	Escherichia Coli	n/100 mL	20.000	20
	Entérocoques	n/100 mL	10.000	20
	Salmonelles	---	Absence dans 1000 mL	Absence dans 5000 mL

L'eau ne doit contenir ni microbes, ni bactéries pathogènes, ni virus qui pourraient entraîner en contamination biologique et être la cause d'une épidémie. Le dénombrement bactérien consiste à rechercher des bactéries aérobies, c'est à dire se développant en présence d'oxygène. Cette analyse est surtout significative pour l'étude de la protection des nappes phréatiques.

La présence de coliformes fécaux ou de streptocoques fécaux indique une contamination de l'eau par des matières fécales. La présence d'autre coliforme, de clostridium ou de staphylocoques laisse supposer une contamination de ce type. Dans les deux cas ; des mesures doivent être prises pour interdire la consommation de l'eau ou en assurer le traitement [30].

I.5.5. Impact de la pollution de l'eau sur l'homme et l'environnement :

Une eau contaminée peut avoir des impacts négatifs importants sur l'homme et l'environnement, de même, le contact de l'eau avec notre peau, nos yeux, nos oreilles ou notre nez peut aussi être la cause de certaines maladies, ainsi l'eau que l'on boit peut aussi avoir des effets sur notre santé [22]. L'eau polluée cause des maladies très graves tels que le choléra, les gastro-entérites. Elles sont causées par des bactéries, des virus...etc.

La pollution a des effets cumulatifs toxiques. Ils manifestent leur nocivité qu'après un temps assez long [31]. Plusieurs études s'attardent à découvrir les impacts sur la santé des produits toxiques contenus dans l'eau. Par exemple, depuis une quinzaine d'années, une dizaine d'études épidémiologiques dans divers pays ont mis l'accent sur un rôle probable de l'aluminium présent dans l'eau de consommation sur l'incidence de la maladie d'Alzheimer [22].

I.6. La pollution des industries laitières :

Les principaux enjeux environnementaux liés à l'industrie laitière concernent généralement les effluents qu'elle rejette. Ces effluents se caractérisent par des volumes importants, un pH variable et une forte concentration en matières polluantes.

I.6.1. Usages de l'eau dans l'industrie laitière :

Des normes d'hygiène strictes obligent chaque usine à mettre en place un programme régulier de nettoyage des locaux et des équipements afin de prévenir toute forme de contamination, ce qui explique la forte consommation d'eau dans le secteur laitier.

Dans cette industrie, l'eau est principalement utilisée pour le nettoyage des équipements de production, le refroidissement de certains dispositifs, ainsi que pour le lait, les produits laitiers et leur préparation. Le tableau ci-dessous illustre la répartition des usages de l'eau selon les différentes étapes de l'industrie [32].

Tableau I.2. : Répartition des usages de l'eau dans l'industrie laitière [32].

Usage de l'eau	Répartition de l'eau (%)
Intrant à la fabrication de produits	4
Lavage / préparation des produits	13
Nettoyage des équipements	59
Refroidissement	19
Eau consommation	4
Autre	1

I.6.2. La composition de la pollution générée par les industries laitières :

Les eaux usées issues des laiteries, lorsqu'elles ne sont pas traitées, présentent une charge moyenne en DBO (demande biologique en oxygène) allant de 0,8 à 2,5 kg par tonne de lait transformé. Parmi les autres polluants importants figurent le phosphore, l'azote et les chlorures. Ces rejets liquides peuvent également contenir des agents pathogènes issus de matières premières ou de procédés de fabrication contaminés. Le Tableau I.2 regroupe les données relatives aux eaux usées non traitées généralement observées dans les opérations de transformation laitière [19].

Tableau I.3. : Niveaux de contamination, rapportés dans les études, des eaux usées provenant des laiteries (cas d'exemple) [33].

Composant	Plage
MES	24 – 5700 mg/L
STS	135 – 8500 mg/L
DCO	500 – 4500 mg/L
DBO ₅	450 – 4790 mg/L
Protéine	210 – 560 mg/L
Matière grasse	35 – 500 mg/L
Hydrate de carbone	252 – 931 mg/L
Azote ammoniacal	10 – 100 mg/L
Azote	15 – 180 mg/L
Phosphore	20 – 250 mg/L
Sodium	60 – 807 mg/L
Chlorure	48 – 469 mg/L (jusqu'à 2000 mg/L)
Calcium	57 – 112 mg/L
Magnésium	22 – 49 mg/L
Potassium	11 – 160 mg/L
pH	5.3 – 9.4 (6 – 10)
Température	12 – 40 °C

Tableau I.4. : volumes approximatifs d'eau usées engendrés par les activités de laitières [19].

Type de produit	Volume d'eaux usées (L/Kg de lait transformé)
Produit « blanc », c'est-à-dire le lait, la crème et yaourt.	3
Produit « jaunes », c'est-à-dire le beurre et le fromage.	4
Produits « spéciaux », c'est-à-dire les lait et petit-lait concentrés, et les produits à base de lait sec.	5

I.6.3. Impact sanitaire et environnementaux des industries laitières :

Les effluents bruts de l'industrie de transformation des aliments montrent une concentration extrêmement élevée en matière organique biodégradables. Les impacts sanitaires ou environnementaux potentiels non négligeables :

- Les déchets à risque infectieux peuvent menacer la santé publique ;
- Les déchets organiques peuvent créer des nuisances pour le voisinage (odeurs), perturber les installations de traitement des eaux ou dégrader les milieux aquatiques ;
- L'épandage mal contrôlé peut impacter les sols et polluer les eaux une élimination des déchets conforme à la réglementation permet de minimiser ces risques [06].

1.6.4. Les rejets de l'industrie laitière face à la réglementation :

La réglementation algérienne sur la pollution des eaux qui fixe les conditions du rejet et leur traitement est réagi par le décret exécutif n° : 06-141 du 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquide industrielles. Toutefois, en attendant la mise à niveau des installations industriels anciennes dans un délai de cinq (5) ans, les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industrielle prenant en charge l'ancienneté des installations industrielles en déterminant une tolérance pour les rejets d'effluents liquides industriels émanant de ces installations tableau I.5 [34].

Tableau I.5. : Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluent liquides agroalimentaires.

N°	Paramètres	Unité	Valeurs limites	Tolérances aux valeurs limites anciennes installations
01	Température	°C	30	30
02	pH	--	6.5 – 8.5	6.5 – 8.5
03	MES	mg/L	35	40
04	Azote Kjeldahl	mg/L	30	40
05	Phosphore Total	mg/L	10	15
06	DCO	mg/L	120	130
07	DBO	mg/L	35	40
08	Aluminium	mg/L	3	5
09	Substances Toxiques bio-accumulables	mg/L	0.005	0.01
10	Cyanures	mg/L	0.1	0.15
11	Fluor et composés	mg/L	15	20
12	Indice de phénols	mg/L	0.3	0.5
13	Hydrocarbures totaux	mg/L	10	15
14	Huiles et graisses	mg/L	20	30
15	Cadmium	mg/L	0.2	0.25
16	Cuivre total	mg/L	0.5	1
17	Mercurure totale	mg/L	0.01	0.05
18	Plombe totale	mg/L	0.5	0.75
19	Chrome totale	mg/L	0.5	0.75
20	Etain totale	mg/L	2	2.5
21	Manganèse	mg/L	1	1.5
22	Nickel totale	mg/L	0.5	0.75
23	Zinc totale	mg/L	3	5
24	Fer	mg/L	3	5
25	Composés organique chlorées	mg/L	5	7

I.6.5. Avantages et inconvénients des différents procédés pour le traitement des effluents laitiers :

Dans le cadre du traitement des effluents laitiers, et plus généralement des effluents issus de l'industrie agroalimentaire, le tableau I.6., établi à partir plusieurs sources bibliographiques, compare des différents procédés utilisables [35].

Tableau I.6. : Avantages et inconvénients des différents procédés pour le traitement des effluents laitiers.

Procédé	Avantages	Inconvénients
Disque biologique	-bonne décantabilité des boues. -faible consommation d'énergie. -peu d'entretien et de contrôle. -faible sensibilité aux variations de charge.	-coûts d'investissement importants. -grande sensibilité aux variations de température. -performances plus faibles par rapport autres techniques.
Bio-filtre	-bonne élimination de MES. -très peu de pertes pour les boues produites. -compacité de l'installation et faible emprise au sol. -adapté pour les collectivités de taille moyenne à grand.	-peu adapté aux effluents concentrés. -couts d'exploitation et d'investissement élevés. -sensible aux brusques variations de charge hydraulique.
Lits bactériens	-adapté pour des usines de petite taille. -fonctionnement simple. -peu d'entretien. -peu de contrôle. -bonne décantabilité des boues. -faibles consommation d'énergie.	-couts d'investissement élevé. -nécessité de prétraitements efficaces. -boues fermentescibles. -sensibilité au colmatage et au froid.
Lagunage Naturel	-pour des usines de petite taille. -couts d'investissement limités. - Faibles couts d'exploitation. - Raccordement électrique inutile. - Bonne élimination de l'azote et du phosphore.	-comprise au sol importante. -difficultés d'extraction des boues. -pas de réglage possible en exploitation. -nuisance en cas de défaut de conception. -taille > 100 EH.
Filtres plantés de roseaux	-adapté aux petites collectivités. -pas de gestion contraignante des boues primaires. -bien adapté au fonctionnement estival saisonnier. -rusticité du procédé. -bonne qualité de l'eau traitée. -faibles contraintes et couts d'exploitation.	-nécessité d'un dessablage en tête sur réseau unitaire. -faucardage annuel. -élimination de l'azote par dénitrification faible.

Bioréacteur à membrane	-maîtrise de la rétention de la biomasse. -dissociation temps de séjour hydraulique/âge des boues. -compacité et flexibilité de l'installation. -concentration cellulaire élevée. Excellent qualité de l'eau traitée.	-sensibilité au colmatage. -limitations transfert d'oxygène. -coûts d'investissement élevés.
Sequential Batch Reactor	-flexibilité du fonctionnement du système. -maintenance réduite. -coûts d'investissement réduits. -rendement épuratoire élevé.	-consommation d'énergie élevée. -sensibilité aux variations de température.

I.7. Procédés de traitement des eaux :

L'eau disponible dans la nature n'est souvent directement utilisable ni pour la consommation humaine ni pour l'industrie car elle n'est pas suffisamment pure. La présence des différentes impuretés impose le traitement des eaux avant utilisation pour la rendre aptes aux applications envisagées ou après utilisation pour éviter tout dommage à notre environnement [31]. En fonction de la qualité de l'eau brute, les procédés de base et les traitements sont multiples :

I.7.1. Les procédés mécaniques :

Enlèvement des solides grossiers et d'autres grands fragments de l'eau usée. En tête d'une station d'épuration, ces procédés permettent de retenir les matières volumineuses grâce à des grilles (dégrillage), les sables (dessablage), les matières flottantes grossières (écumage) et les liquides moins denses que l'eau (désuilage). Les déchets solides peuvent être déchiquetés (dilacération) par des « pompes dilacératrices », cette opération facilitant leur dispersion [36]. Ils sont constitués d'un ensemble d'opérations mécaniques : Dégrillage, tamisage, dessablage et désuilage - dégraissage [37].

I.7.1.1. Dégrillage :

Le dégrillage permet de protéger la station contre l'arrivée intempestive de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de l'installation. Dans un premier temps a lieu la phase appelée dégrillage qui consiste à évacuer les matières les plus volumineuses à l'aide d'un système comparable à un filtre géant.

Néanmoins, si l'eau est très chargée en déchets, on peut alors procéder au tamisage, qui est un dégrillage plus poussé avec des mailles allant de 0,3 à 100 μm de large [38].

I.7.1.2. Tamisage :

Le tamisage assure un dégrillage poussé par filtration des eaux brutes sur toile, treillis ou tôle, perforée à mailles plus ou moins fines. Le tamisage permet de retirer de l'eau les déchets insolubles tels que les branches, les plastiques, serviettes hygiéniques, etc. En effet, ces déchets ne pouvant pas être éliminés par un traitement biologique ou physico-chimique, il faut donc les éliminer mécaniquement. Pour ce faire, l'eau usée passe à travers une ou plusieurs grilles dont les mailles sont de plus en plus serrées. Celles-ci sont en général équipées de systèmes automatiques de nettoyage pour éviter leur colmatage, et aussi pour éviter le dysfonctionnement de la pompe (dans les cas où il y aurait un système de pompage) [38].

I.7.1.3. Dessablage :

Le dessablage a pour but d'extraire des eaux brute les graviers, les sables et les autres particules minérales plus ou moins fines ou de diamètre de plus de 0.2 mm contenus dans les eaux usées, de façon à éviter les dépôts dans les canaux et conduites, à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion et éviter les surcharger des stades de traitement [39]. L'écoulement de l'eau à une vitesse réduite dans un bassin appelé « dessabler » entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage. Ces particules sont ensuite aspirées par une pompe. Les sables extraits peuvent être lavés avant d'être mis en décharge, afin de limiter le pourcentage de matières organiques, sa dégradation provoquant des odeurs et une instabilité mécanique du matériau.

I.7.1.4. Déshuilage-Dégraissage

C'est généralement le principe de la flottation qui est utilisé pour l'élimination des huiles. Son principe est basé sur l'injection de fines bulles d'air dans le bassin de déshuilage, permettant de faire remonter rapidement les graisses en surface (les graisses sont hydrophobes). Leur élimination se fait ensuite par raclage de la surface. Leur élimination se fait ensuite par raclage de la surface. Il est important de limiter au maximum la quantité de graisse dans les ouvrages en aval pour éviter par exemple un encrassement des ouvrages, notamment des canalisations [40]. Les opérations de dégraissage et de déshuilage consistent en une séparation de produits de densité légèrement inférieure à l'eau par effet de flottation, naturelle ou assistée. Le déshuilage est une opération de séparation liquide - liquide permet d'éliminé les huiles présentes en quantité notable dans les eaux résiduaire. Le dégraissage est une opération de séparation liquide-solide réalisant un compromis entre une rétention maximale des graisses et un dépôt minimal de boues de fond fermentescibles [25].

I.7.2. Les procédés physiques :

Les procédés physiques permettent de séparer des molécules ou des espèces ioniques indésirables, ou économiquement récupérables de leur environnement liquide ou gazeux mettent en œuvre diverses techniques telles que : [25].

I.7.2.1. Décantation :

La décantation a pour but de permettre le dépôt des particules en suspension dans l'eau, soit ces particules existent dans l'eau brute soit qu'elles résultent de l'action d'un réactif chimique ajouté artificiellement, soit encore qu'elles résultent d'une floculation physique liée à une action biologique. Généralement, Cette étape suit la coagulation et la floculation et précède la filtration. Une fois le flocculant ou aide-coagulant injecté et mélangé à l'eau, cette dernière est dirigée vers les bassins de sédimentation aussi appelés décanteurs. Ce sont de gros bassins avec un temps de rétention assez élevé pour permettre aux flocons qui formaient la turbidité et la couleur de couler au fond du bassin et de s'accumuler pour former de la boue qui devra être régulièrement extraite pour prévenir les accumulations. L'eau sera ensuite acheminée vers les filtres qui enlèveront les plus petites particules qui n'auront pas sédimenté ou décanté lors de l'étape précédente [41].

I.7.2.2. Flottation :

Réalisant une décantation inversée est une opération de séparation par laquelle on amène les substances solides en suspension ; généralement finement dispersées dans l'eau, dans un complexe plus léger, constitué essentiellement par une mousse d'air qui flotte à la surface de l'eau et que l'on sépare soit par débordement, soit par raclage mécanique [42].

I.7.2.3. Les techniques membranaires :

Une membrane est une barrière qui contrôle le transport des espèces chimiques entre deux phases fluides qu'elle sépare. Elle oppose une résistance inégale au transport de différentes espèces quand une force motrice (comme par exemple un potentiel électrique ou une pression) est appliquée sur les fluides. La séparation des polluants est essentiellement fondée sur leur affinité pour la membrane sur la taille et/ou sur la charge électrique des molécules et d'ions [43].

I.7.2.4. L'adsorption :

L'adsorption est un phénomène de fixation superficielle sur un corps solide appelé adsorbant, d'un gaz, d'une vapeur, d'un liquide ou d'un soluté, appelé adsorbé. L'adsorption en phase liquide

utilisée en traitement d'eaux résiduaires, essentiellement en finition permet l'élimination des composés organiques peu ou pas biodégradables constituant la DCO « dur » par ailleurs souvent à l'origine de la coloration [42].

I.7.3. Les procédés chimiques :

Certains éléments chimiques (chlore, ozone, gaz désinfectant) sont utilisés pour agir sur les métaux et pour détruire les germes. Enfin, des procédés de neutralisation ou d'acidification permettent de contrôler le pH de l'eau.

I.7.3.1. Coagulation-Floculation :

C'est un procédé physico-chimique qui a pour but de déstabiliser les matières colloïdales (particules qui ne s'agglomèrent pas naturellement). L'eau reçoit un réactif destiné à provoquer l'agglomération de ces particules en suspension en agrégats floconneux, dont l'ensemble forme une masse qu'on appelle le "floc". Les réactifs utilisés sont généralement des sels de fer ou d'aluminium. Chaque réactif coagulant n'étant actif que dans une certaine zone de pH, un ajustement du pH peut s'avérer nécessaire. Sous l'effet de son propre poids, le floc se dépose lentement.

La coagulation-floculation est un procédé couramment employée en épuration primaire des eaux usées industrielles, ce procédé permet de se débarrasser de MES et des particules colloïdales qui ne peuvent décanter par elles-mêmes, afin de diminuer par exemple les teneurs en DCO, DBO₅, et COT, ou encore la turbidité de l'eau [43].

I.7.3.2. La neutralisation :

A pour objet de modifier le pH d'une eau résiduaire pour l'amener à une valeur déterminée pour favoriser un traitement ultérieur ou permettre le rejet dans un milieu récepteur. Il s'agit d'une opération dans laquelle on ajoute à une eau à caractère basique ou acide une quantité suffisante soit d'acide soit de base de manière à réaliser un échange protonique complet entre les deux constituants [42].

I.7.3.3. La précipitation :

La précipitation est une méthode très largement utilisée pour éliminer les composés solubles le plus souvent minéraux contenus dans les rejets, en l'occurrence les sels (carbonates, sulfates, fluorures ...), les phosphates à l'origine de l'eutrophisation et les métaux lourds à caractère toxique

(Cu, Pb, Cd...). Elle consiste à ajouter à l'eau résiduaire un réactif appelé précipitant de manière à ce que le produit de la réaction présente une solubilité aussi faible que possible et puisse, de cette façon être séparé de l'eau sous forme solide [42]. L'efficacité de la précipitation dépend non seulement du pH mais aussi de choix du réactif, de la température, du degré de valence du métal dans l'eau et du potentiel Zêta [43].

I.7.3.4. L'oxydoréduction :

L'oxydoréduction est une opération par laquelle on ajoute à une eau contenant une substance à caractère oxydant ou réducteur une quantité suffisante soit d'un réducteur soit d'un oxydant de manière à réaliser un échange électronique complet entre les deux constituants [42].

I.7.4. Procédés biologiques :

Ils constituent le mode classique d'épuration de la pollution organique carbonée et azotée. Les techniques d'épuration biologique reposent sur les conditions que permettent aux flores microbiennes de développer pour assurer la dégradation des matières organiques polluantes, éliminées dans la mesure où elles servent d'aliments aux bactéries à condition cependant qu'elles soient biodégradables [42]. La mise en œuvre de l'épuration biologique aérobie est réalisée suivant deux types de techniques :

I.7.4.1. Les procédés à cultures libres :

➤ **Boues activées :** Le procédé à boues activées est un système fonctionnant en continu dans lequel, les microorganismes sont mis en contact avec les eaux usées contenant des matières organiques. De l'oxygène est injecté dans le mélange, permettant de fournir aux bactéries ce qu'il leur faut. On peut considérer que le système à boues activées est une extension artificielle des phénomènes d'épuration naturels [44].

➤ **Lagunage :** Ce système d'épuration consiste à stocker l'eau usée dans de grands bassins de faible profondeur appelée lagunes, étangs d'oxydation ou étangs de stabilisation. Le temps de séjour dans ce bassin peut atteindre plusieurs semaines et même plusieurs mois. A l'intérieur de ces étangs, l'apport d'oxygène est essentiellement dû à l'activité de photosynthèse des algues qui s'y développent. Les matières organiques sont oxydées alors par voie bactérienne pour produire CO₂ et éléments nutritifs nécessaires au développement des algues productrices d'oxygène. Cependant, dans les couches les plus profondes de la lagune, il est difficile d'éviter les phénomènes

d'anaérobiose ; si ceux-ci sont limités, ils se produisent seulement une décomposition anaérobie d'une partie des matières organiques introduites [45].

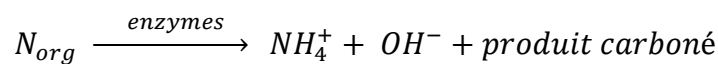
I.7.4.2. Les procédés à cultures fixées :

➤ **Les lits bactériens :** Ce procédé consiste à alimenter en eau usée, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui reste du support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs qui y forment un film biologique responsable de l'assimilation de la pollution. Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée, il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement, les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contrecourant à travers le film biologique jusqu' aux micro-organismes assimilateur, le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près de fond [46].

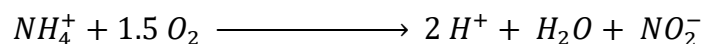
➤ **Biofiltres :** La bio filtration est une technique qui vise à réaliser simultanément, dans le même ouvrage, la réaction de dégradation aérobie de la pollution par la biomasse fixée sur le matériau et la clarification par filtration de l'effluent traité, le procédé permet des affranchir d'un clarificateur aval, mais implique cycliquement la régénération du réacteur par des technologies mises en œuvre par filtration sur sable.

I.7.5. Traitement complémentaire :

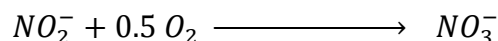
➤ **Nitrification-Dénitrification :** L'élimination de l'azote est réalisée par l'intermédiaire de réaction enzymatique qui se produit dans des conditions bien définies en présence ou absence d'oxygène, en deux étapes successives. Dans le premier stade, par l'intermédiaire de micro-organismes strictement aérobie autotrophes s'opère l'oxydation de l'ammoniaque en nitrates (nitrification) après ammonification préalable de l'azote organique selon les réactions suivant :



1- Oxydation de NH_4^+ en NO_2^- (nitritation) :

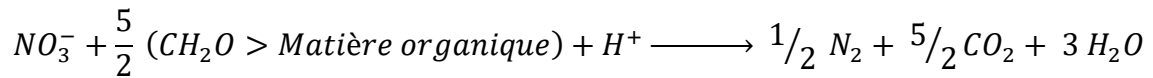


2- Oxydation de NO_2^- en NO_3^- (nitratisation) :



Nitritation + nitratisation ➔ nitrification

Dans un second stade, la réduction des nitrates en azote gazeux est réalisée par des bactéries hétérotrophes en l'absence stricte d'oxygène, mais en présence d'un substrat carboné, puis généralement dans l'effluent brut. Selon la réaction [42].



➤ **Désinfection** : L'opportunité de la mise en œuvre de cette étape de traitement peut se justifier dans un certain nombre de cas : protection sanitaire des zones de baignade et de loisirs, protection sanitaire des zones littorales abritant des activités industrielles et réutilisation d'effluents à des fins d'irrigation, etc. Les germes pathogènes présents dans les effluents sont très divers ; ils restent cependant peu nombreux par rapport aux germes d'origines tellurique et fécale non pathogènes qui les accompagnent. L'évaluation du risque de contamination et l'efficacité de la désinfection sont donc généralement appréhendées via le dénombrement de germes indicateurs (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux). Les procédés de désinfection les plus couramment mis en œuvre font appel au chlore ou à ses dérivés, à l'ozone ou au rayonnement ultraviolet. Cette étape, n'est efficace que si l'eau a été préalablement bien traité, notamment dans le cas des eaux de surface. La désinfection est la dernière étape et elle permet d'éliminer les microorganismes résiduels. Il existe plusieurs techniques de désinfection [47] :

- L'utilisation du chlore (chloration) est la plus ancienne mais elle présente des contraintes de transport et de manutention. Pour agir correctement, le chlore impose d'une part que l'eau soit préalablement bien épurée et, d'autre part, qu'un temps de contact de 30 min soit respecté. Le chlore se combine à l'ammoniac contenu dans l'eau pour former des chloramines qui deviennent alors l'agent désinfectant. Ces sous-produits moins efficaces que le chlore lui-même et leur rémanence dans l'environnement, en parallèle avec divers produits de réaction du chlore et des matières organiques résiduelles, les rendent toxiques pour la faune et la flore aquatique [48]. Si le chlore est peu onéreux et donne de bons résultats sur les bactéries, il s'avère cependant peu efficace sur les virus. Donc, la chloration consiste à injecter dans l'eau des quantités précises d'eau de javel ou de chlore gazeux ou d'autres dérivés.
- Dérivé du chlore, le bioxyde de chlore (ClO_2) peut être produit directement sur le site. Plus puissant que le chlore en termes d'efficacité désinfectante, il agit directement sur les germes pathogènes. Toutefois, sa mise en œuvre est très délicate et nécessite une surveillance continue et permanente.

- L'ozone offre un large spectre d'action. Il est efficace aussi bien contre les virus que contre les bactéries et agit avec un temps de contact de courte durée (10 min). Produit sur site, il nécessite pour son exploitation du personnel qualifié. Les doses habituellement adoptées se situent entre 2 et 5 g/m³ d'ozone. L'ozonation ou la stérilisation par l'ozone (O₃), est réalisé par des ozoneur qui mis en contact avec l'eau dans laquelle il se dissout. L'ozone, c'est un oxydant puissant et une dissolution de 1 à 4 mg/L d'eau garantie la destruction de tous les microorganismes pathogènes de l'eau. Il a l'avantage de ne pas donner de gout rémanent mais comme s'autodétruit rapidement, n'exerce plus d'action dans les canalisations.
- La désinfection aux ultraviolets tend à se développer de façon plus intense car elle présente un certain nombre d'avantages comme des temps de contacts très courts, pas d'utilisation de produits chimiques, une bonne efficacité sur les bactéries et sur les virus. Il consiste à faire passer dans l'eau un rayonnement ultraviolet qui est doté d'un pouvoir bactéricide et de destruction des virus. C'est un procédé peu couteux.

Les premières phases du traitement, le dégrillage, le dessablage/déshuilage et la phase anaérobie du traitement biologique sont généralement confinées dans des bâtiments plus ou moins étanches afin que les mauvaises odeurs ne se répandent pas dans l'environnement de la station. Ce qui provoquerait des nuisances olfactives inacceptables par les riverains. Cet air nauséabond est collecté et traité. Il passe par trois tours de lavage : une d'acide sulfurique (H₂SO₄), une de Javel et une de soude [45].

I.8. Chaîne élémentaire de production d'eau potable :

L'industrie de l'eau a une pression croissante pour produire une eau traitée de plus grande qualité à un coût plus faible. Les eaux à visée de potabilisation pour la consommation humaine sont de différentes natures. Les eaux souterraines constituent 22 % des réserves d'eau douce soit environ 1000 milliards de m³ [46]. Elles sont généralement d'excellente qualité physico-chimique et bactériologique. Néanmoins, les terrains traversés en influent fortement la minéralisation. Les eaux de surface se répartissent en eaux courantes ou stockées. Elles sont généralement riches en gaz dissous, en matières en suspension et organiques, ainsi qu'en plancton. Le schéma classique d'une station de potabilisation d'une eau de surface est généralement comporte cinq grandes étapes (**Figure I.1.**). Les filières de la chaîne de traitement, à savoir le prétraitement (dégrillage, tamisage), la clarification (coagulation-floculation, décantation), et la désinfection ont été définies précédemment ;

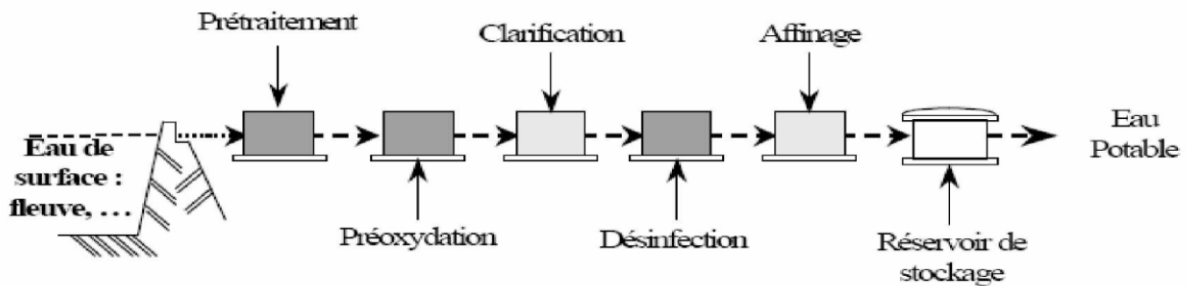


Figure I.1. Chaîne de traitement.

Les autres filières de la chaîne de traitement sont :

➤ **Pré-oxydation** : C'est un procédé chimique qui utilise le chlore (ou l'hypochlorite de sodium), l'ozone, le dioxyde de chlore ou le permanganate de potassium. Il est destiné à permettre l'élimination du fer et manganèse, matière organique, de la couleur et des algues (essentiellement pour les eaux superficielles) :

- Ajout de Chlore (pré-chloration) : La pré-chloration est effectuée avant le procédé de clarification. Le chlore est le réactif le plus économique, mais il a comme inconvénient de former avec certains micropolluants des composés organochlorés du type chloroforme ou des composés complexes avec les phénols du type chlorophénol dont le goût et l'odeur sont désagréables [12].
- Ajout de dioxyde de chlore : On préfère utiliser le dioxyde de chlore qui coûte plus cher mais qui n'a pas les inconvénients de l'oxydation par le chlore cités ci-dessus, lui aussi, des inconvénients non négligeables comme sa décomposition à la lumière, ce qui entraîne une augmentation du taux de traitement à appliquer en période d'ensoleillement.
- Ajout d'ozone (pré-ozonation) : La pré-ozonation est l'oxydation des matières organiques, et une élimination plus importante de la couleur. Un autre avantage est la diminution du taux de traitement (taux de coagulant) dans le procédé de clarification.

➤ La filtration : La filtration est un procédé physique de séparation solide/ liquide qui utilise le passage à travers un milieu poreux qui retient les particules en suspension dans l'eau brute ou l'eau prétraitée, elles se déposent et absorbent les matières minérales ou organiques qui arrivent ultérieurement [47-48], le filtre à sable est le type de filtre le plus utilisé dans le traitement des eaux de consommation. D'une façon générale, on distingue deux types de filtration [45]. La filtration lente qui a l'avantage d'être une opération facile mais présentant plusieurs inconvénients tels que la nécessité d'une grande surface et l'exigence d'une eau dont la turbidité est faible. La filtration rapide est une opération relativement complexe mais palliant aux inconvénients de la première.

C'est un procédé physique disposé généralement après la décantation ou la flottation (notamment dans le cas des eaux de surface). Ce procédé peut être toutefois situé directement après une coagulation (cas des eaux souterraines) ou après une pré-oxydation (cas des eaux souterraines contenant du fer, du manganèse ou de l'arsenic). La filtration permet de retenir les matières en suspension qui n'ont pas été piégées lors des étapes précédentes ou qui ont été formées lors de la pré-oxydation. Elle est réalisée sur matériaux classiques (sable) ou sur membranes (cas des eaux souterraines). La plus répandue est la filtration sur lit de sable (lit filtrant) : une couche de sable retient les particules et laisse passer l'eau filtrée. Le filtre peut jouer un double rôle suivant les conditions d'exploitation : d'une part, il retient les matières en suspension par filtration et d'autre part, il constitue un support bactérien permettant un traitement biologique, c'est à dire une consommation des matières organiques et de l'ammoniac, ou du fer et du manganèse, par les bactéries qui sont développées sur le sable.

Le filtre à sable nécessite un nettoyage périodique afin d'éliminer les matières retenues entre les grains qui ralentissent le passage de l'eau. La filtration sur lit de sable, efficace, simple et peu coûteuse, s'est imposée, en raison des énormes volumes d'eau à filtrer. La filtration sur membranes (microfiltration notamment) est de plus en plus fréquemment utilisée, mais elle reste encore onéreuse. Elle est fondée sur l'utilisation de membranes de faible épaisseur, comportant des pores réguliers de très petites dimensions. Ces membranes, sortes de barrières physiques, peuvent être d'origine organique ou minérale [47].

➤ Affinage : L'affinage est procédé d'éliminer les micropolluants qui existent déjà dans l'eau ou qui se sont formés au cours du traitement et qui n'ont pas été totalement abattus par la coagulation-floculation. Cet affinage est réalisé par le phénomène d'adsorption, généralement sur du charbon actif. Celui-ci est mis en œuvre soit en poudre au cours de la floculation et sera par la suite évacué avec la boue, soit sous forme de grains, habituellement utilisé après filtration sur sable [46].

II.1. Introduction :

La coagulation floculation est un processus physico-chimique facilitant l'élimination de MES et des colloïdes en les rassemblant sous forme de floccs dont la séparation est ensuite effectuée par des systèmes de décantation, flottation et / ou filtration. Selon l'objectif de traitement et le type de rejet considéré elle peut être utilisée comme prétraitement, traitement principale ou complémentaire dans la chaîne de traitement [47, 12]. Le mécanisme de coagulation des coagulants organiques diffère de celui des coagulants minéraux, car ils ne forment pas de précipités d'hydroxyde dans l'eau, l'objectif de ce mécanisme étant la déstabilisation des particules colloïdales par : (1) l'adsorption et la neutralisation des charges, (2) l'adsorption et le pontage [47-48].

II.2. Système colloïdale :

II.2.1. Définition :

Les colloïdes sont des substances constituées de particules très fines qui, du fait de leurs faibles dimensions (inférieures à 1 μm), sont pratiquement impossibles à décanter naturellement. L'eau contient de nombreux composés qui peuvent se regrouper en trois catégories [45].

➤ **Matières en suspension** : Ces produits peuvent être d'origine minérale (sables, limons, argiles, ...) ou organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques par exemple). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, algues et virus. Ces substances sont responsables, en particulier, de la turbidité et de la couleur.

➤ **Matières colloïdales** (moins de 1 micron) : Ce sont des MES de même origine que les précédentes mais de plus petite taille, dont la décantation est excessivement lente. Elles sont également génératrices de turbidité et de couleur.

➤ **Matières dissoutes** (moins de quelques nanomètres) : Ce sont généralement des cations ou des anions. Une partie de la matière organique est également sous forme dissoute. On trouve aussi des gaz (O_2 , CO_2 , H_2S , ...) [45].

Il faudrait donc assembler un très grand nombre de colloïdes en agrégats, mais ces colloïdes exercent entre eux des forces de répulsion de nature électrostatique empêchant leur rapprochement, ce qui rend donc leur suspension parfaitement stable [46].

II.2.2. Caractéristiques des colloïdes :

➤ Origine : L'origine des colloïdes est très diverse. On peut citer l'érosion des sols, la dissolution des substances minérales, la décomposition des matières organiques, le déversement des eaux résiduaires urbaines et industrielles ainsi que les déchets agricoles [12].

➤ Le rapport (surface/volume) est élevé les phénomènes de surface sont importants

- La stabilité d'une suspension colloïdale repose sur l'existence des forces répulsives de nature électrostatique.
- Affinité des particules colloïdales pour l'eau : Les particules colloïdales se classent, selon leur affinité vis-à-vis de l'eau, en deux catégories : les colloïdes hydrophiles et les colloïdes hydrophobes
- Les particules ne peuvent s'agglomérer [45].

II.2.3. Structure des colloïdes :

II.2.3.1. Macromolécule organique (Hydrophiles) :

Les particules hydrophiles présentent une grande affinité pour l'eau. Ces particules sont entourées d'une enveloppe d'eau fixée par des liaisons physico-chimiques à certain groupement de la matière tels que $-\text{COOH}$, $-\text{NH}_2$, ou $-\text{OH}$, capables de créer des liaisons hydrogènes avec les molécules d'eau [49]. Ces liaisons entre les atomes d'hydrogène des molécules d'eau (de charge positive partielle) et les éléments électronégatifs (N, O) (portant une charge négative due au doublet d'électrons libres) sont essentiellement de nature électrostatique. Les particules colloïdales hydrophiles sont le plus souvent de nature organique. Parmi les substances de cette nature on peut citer les protéines, les savons, la gélatine et la matière organique naturelle. Les colloïdes hydrophiles sont plus difficiles à déstabiliser que les solutions hydrophobes. En effet, il faut agir d'abord sur les molécules d'eau qui les entourent pour permettre leur agglomération [44].

La couche d'hydratation formée s'oppose au rapprochement des particules colloïdales et constitue ainsi un facteur de stabilisation. Il est à noter que les colloïdes de nature hydrophile sont responsables de la coloration des eaux. Dans cette catégorie on trouve les protéines, amidons, gommes, mucilages et les produits organiques généralement présents dans les eaux [50].

II.2.3.2. Colloïdes de nature minérale (Hydrophobes) :

Les particules hydrophobes n'ont aucune affinité pour l'eau, sont en général de nature minérale. Leur stabilité est due à la charge électrique que portent ces particules qui engendre une répulsion mutuelle empêchant toute agglomération [44]. Ce sont en général des particules minérales telles que la silice et les argiles [44]. Il s'agit en particulier des métaux, de leurs oxydes et de leurs hydroxydes. En général peu des colloïdes sont exclusivement hydrophiles ou hydrophobes. La différence se fait sur la présence ou non de groupement de type hydrophile qui induira un degré d'hydratation plus ou moins important. Ils n'ont aucune affinité pour les molécules d'eau et donc pas de formation de la couche d'hydratation [12]. Leur stabilité

est due à la charge électrique développée par les particules qui engendrent une répulsion mutuelle empêchant toutes agrégations. Ce type de particules est en partie responsable de la turbidité [51].

Entre ces deux catégories hydrophobe et hydrophile, on trouve les détergents synthétiques tels que les savons qui appartiennent à la catégorie des agents de surface avec des affinités opposées pour l'eau dont une partie hydrophile ou polaire et une partie hydrophobe ou apolaire.

II.3. Le Processus de la coagulation floculation :

II.3.1. But de la coagulation-floculation :

L'opération de coagulation-floculation a pour but la croissance des particules (qui sont essentiellement colloïdales) par déstabilisation des particules en suspension puis formation des floes par absorption et agrégation [52]. La déstabilisation des entités en suspension passe par des phénomènes d'adsorption [53], expliqués par la théorie de la double couche. Elle explique comment les colloïdes sont traités par coagulation. Le temps de décantation des particules coagulées dépend du type des particules, du diamètre des particules et de leur surface spécifique. Ce temps va d'une seconde pour du gravier coagulé ayant un diamètre de 10 mm et une surface spécifique de $6.102 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$, à 20 ans pour du colloïde de $10^{-2} \mu\text{m}$ ayant une surface spécifique de $6.108 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ [54].

II.3.1.1. Les Suspensions colloïdales – Nécessité de la coagulation :

Dans le tableau II.1 sont répertoriés certains matériaux ou organismes avec leur dimension et l'ordre de grandeur du temps nécessaire pour que, sous la seule influence de leur poids, ces particules parcourent un mètre d'eau à 20 °C [55].

Le tableau II.1 indique également que plus la particule est petite, plus sa surface spécifique est grande. Les colloïdes sont donc des particules impossibles à décanter naturellement, et pour lesquelles les phénomènes de surface sont primordiaux. Ces phénomènes régissent la stabilité des suspensions colloïdales. En effet, les colloïdes sont soumis à deux grands types de forces : [45].

Tableau II.1. : Temps de décantation des différentes particules d'après la loi de STOKES.

	Diamètre de particule		Type de Particule	Temps de Décantation pour 1 m d'eau	Surface spécifique $\text{m}^2.\text{m}^{-3}$
	mm	μm			
MES	10	10^4	Gravier	1 seconde	6.10^2
Décantables	1	10^3	Sable	10 secondes	6.10^3

	10^{-1}	10^2	Sable	2 minutes	6.10^4
	10^{-2}	10	Limon	2 heures	6.10^5
Colloïdes	10^{-2}	10	Kyste de Protozoaire	20 heures	6.10^5
	10^{-3}	1	Argile	2 jours	6.10^6
	10^{-3}	1	Bactérie	8 jours	6.10^6
	10^{-4}	10^{-2}	Colloïde	2 ans	6.10^7
	10^{-5}	10^{-2}	Colloïde	20ans	6.10^8

➤ Force d'attraction de Van der Waals EA [56], Liée à la surface spécifique et à la forme des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu.

➤ Force de répulsion électrostatique ER, liée aux charges superficielles des colloïdes, et donc à leur potentiel zêta (ζ) ou (η) [56].

Si $EA > ER$, l'agrégation se produit [44].

Si $ER > EA$, il y a principalement la répulsion entre les particules colloïdales [57]. La stabilité d'une suspension colloïdale dépend du bilan des forces d'attraction et de répulsion, dont le niveau énergétique est donné par : $E=EA+ER$.

Quand deux particules similaires s'approchent l'une de l'autre il y a interaction entre leurs couches diffuses, cette interaction électrostatique produit toujours une force répulsive, une énergie potentielle répulsive, ER apparaît et croît avec la diminution de la distance séparant les particules.

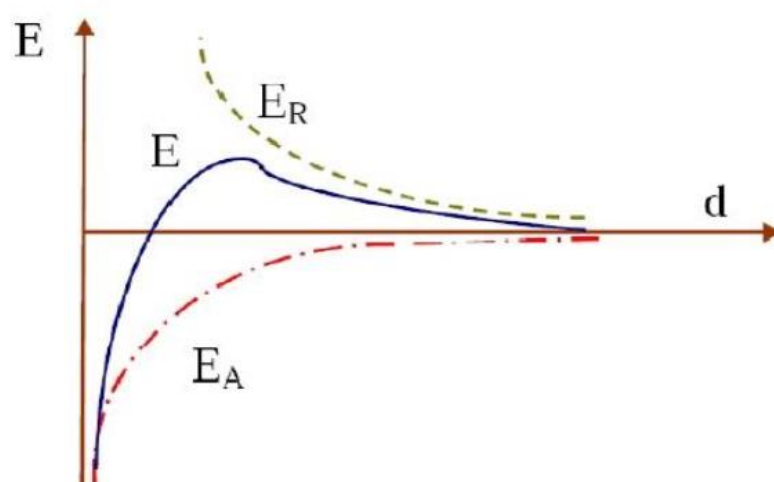


Figure II.1. : Energie d'interaction entre deux particules lipophiles en fonction de la distance depuis la surface de la particule.

II.3.1.2. Théorie de la double couche :

Les colloïdes présents dans l'eau brute sont généralement chargés négativement (imperfections -du réseau cristallin, ionisation des groupements chimiques périphériques, ...). Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs, présents dans l'eau brute ou ajoutés, viennent former une couche autour du colloïde. Diverses théories ont été avancées (Figure II.2) [45].

➤ Théorie de HELMHOLTZ : Une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche adhérente ou fixée). Helmholtz est le premier à proposer un modèle de distribution de charges. Conformément à son modèle, les charges de la surface attirent une couche plane parallèle de charges de signe opposé, formant ainsi une double couche qui fonctionne comme un condensateur plan (Fig. ci-après). Cependant, l'agitation thermique subie par les contre-ions provoque une dispersion de ces mêmes ions dans l'espace. Ce phénomène, en désaccord avec le modèle développé par Helmholtz, est à l'origine du concept de double couche diffuse introduit indépendamment par Gouy et Chapman.

➤ Théorie de GOUM-CHAPMAN. La couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité est obtenue à plus grande distance (couche diffuse). D'après Gouy et Chapman, qui ont perfectionné le modèle d'Helmholtz, la surface chargée attire les charges de signe opposé à son voisinage, mais au lieu de se disposer selon un plan parallèle, celles-ci forment une couche diffuse ayant une distribution décroissante de la densité de charges avec la distance de séparation. De même, le potentiel va avoir lui aussi une décroissance avec cette distance en tendant asymptotiquement vers zéro au sein de la solution et loin de la surface solide (*figure II.2*).

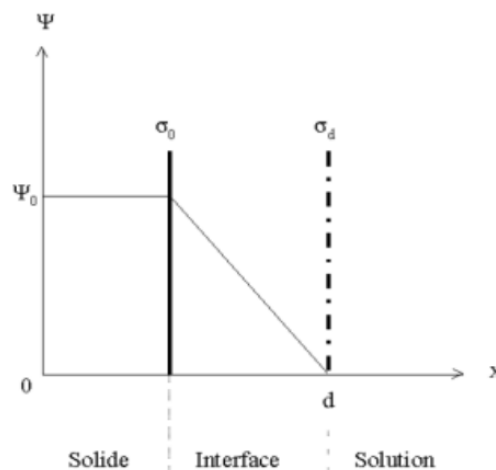


Figure II.2: Représentation d'Helmholtz. Ψ_0 (V) : le potentiel de surface, σ_0 (C.m⁻²) : la charge de surface et σ_d (C.m⁻²) : la charge sur le plan d [58].

➤ Théorie de STERN qui rassemble les deux précédentes et considère la formation d'une double couche. La première couche est adhérente au colloïde, le potentiel y décroît rapidement. La seconde couche est plus diffuse, avec une diminution plus lente du potentiel. Stern s'est rendu compte que le modèle de Gouy et Chapman ne s'appliquait pas à tous les systèmes chimiques. Il proposa un modèle dit de double couche conciliant les modèles de Helmholtz et Gouy-Chapman et permettant de rendre compte de la taille finie des ions et de l'agitation thermique. Le modèle se décompose d'une :

- Première couche dite compacte ou liée, appelée encore couche de Stern,
- Seconde couche dite diffuse.

Il existe entre ces deux couches un potentiel électrostatique (potentiel de NERNST), qui varie en fonction de la distance par rapport à la surface du colloïde. Dans la couche liée, le potentiel de NERNST décroît linéairement car les cations constitutifs sont empilés uniformément. En revanche, dans la couche diffuse, le potentiel électrostatique varie de manière non linéaire, étant donné que la répartition ionique résulte d'un mélange aléatoire de cations et d'anions.

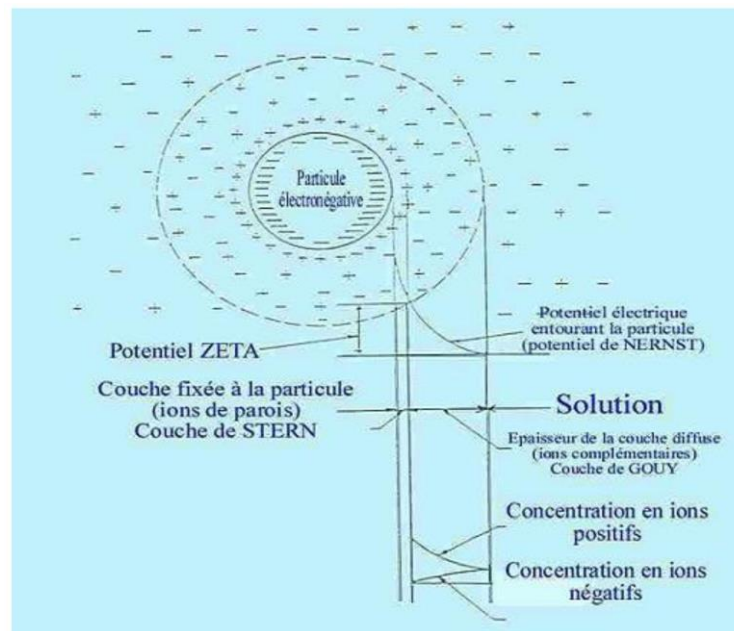


Figure II.3. : La théorie de la double couche.

II.3.1.3. Potentiel Zêta :

Le déplacement de la particule solide, en suspension dans un liquide, sous l'action d'un champ électrique ou sous l'influence de la gravité, entraînerait le déplacement de la couche (rigide de Stern) comprenant les ions spécifiquement adsorbés et les ions hydratés. Un plan de séparation

est alors créé, il est appelé plan de cisaillement. La position de ce plan correspond à la frontière entre la couche rigide et le reste de la couche diffuse. La différence de potentiel existant entre le sein de la solution et le plan de cisaillement est appelé potentiel électrocinétique ou potentiel zêta (**Figure II.4**). Le potentiel Zêta est responsable du comportement électrocinétique de la particule Colloïdale dû à la charge effective de l'ensemble particule-double couche et par voie de conséquence leur stabilité dans la solution. Quand la charge effective diminue, le potentiel Zêta et la stabilité diminuent. Le potentiel qui existe entre la surface délimitant l'entité mobile et la surface extérieure de la couche diffuse et qui persiste lorsque la particule se déplace cela permet de déstabiliser les particules et de favoriser leurs agglomérations [59]. Le potentiel zêta influe directement sur la stabilité des émulsions et des suspensions, sur la nature des interactions entre les particules et l'électrolyte, et aussi sur les caractéristiques rhéologiques [60].

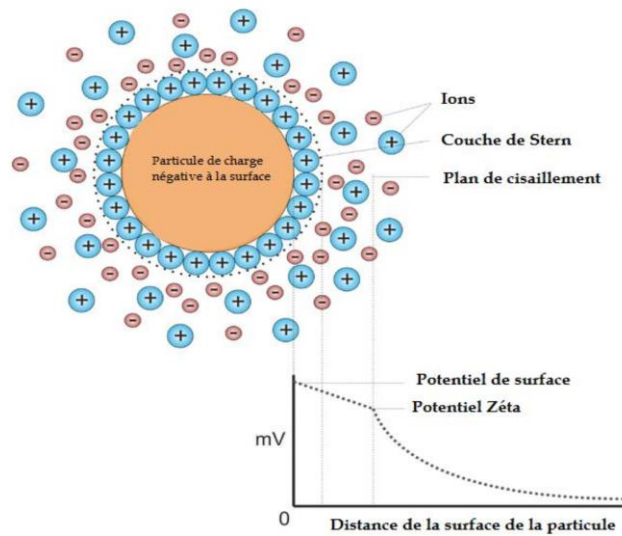


Figure II.4: Potentiel Zeta

En déduit donc que l'élimination des colloïdes passe par l'annulation du potentiel zêta afin d'annuler les forces de répulsion, s'appelle potentiel Zêta. Le potentiel Zêta est défini par l'équation :

$$\eta = \frac{4 \pi \mu U}{D} \quad (II.1)$$

μ : viscosité dynamique du liquide ($\text{Kg.m}^{-1}\text{s}^{-1}$) ; U : mobilité de la particule (m/s) ;

D : constante diélectrique du milieu.

Pour une particule hydrophobe, ce potentiel est de l'ordre de 50 à 100 mv. Le potentiel électrostatique est influencé par la force ionique I de l'eau.

$$I = \frac{1}{2} \sum C_i X Z_i \quad (II.2)$$

I : Force ionique (mol/l) ;

C_i : Concentration de l'ion i (mol/l) ;

Z_i : Valence de l'ion i . Une augmentation de la force ionique comprime la couche diffuse vers la particule ce qui réduit le potentiel Zêta des particules hydrophobes. Pour les particules hydrophiles il faut agir sur la couche d'eau liée lorsqu'on veut favoriser leur agglomération [44].

II.3.1.4. La Théorie chimique :

Les énergies de liaisons covalentes étant de 20 à 50 fois supérieures aux énergies électrostatiques, une "théorie chimique" a été également introduite pour interpréter la déstabilisation des suspensions colloïdales. Ce modèle considère que la charge primaire d'une particule colloïdale est due à l'ionisation directe des groupements chimiques présents à sa surface (hydroxyles, carboxyles, phosphates, sulfates, ...). La déstabilisation se réalise par réaction covalente entre ces groupes et les ions métalliques polyvalents des coagulants. Cette théorie montre que la précipitation simultanée d'hydroxydes métalliques et le pontage inter particulaire sont des phénomènes importants dans la coagulation [45].

II.4. Mécanisme de la Coagulation-Floculation :

II.4.1. La Coagulation :

Les particules colloïdales en solution et présentes dans les eaux naturelles sont chargées négativement et ne peuvent pas sédimenter en raison de leur faible dimension. Elles ne peuvent pas s'agglomérer puisqu'elles sont chargées négativement et que les forces électriques de répulsion prédominent sur les forces d'attraction. Ainsi, elles tendent à se repousser mutuellement et restent donc en suspension. Pour vaincre l'énergie d'interaction entre les particules colloïdales, il existe deux possibilités : la diminution du potentiel zêta, en ajoutant des réactifs minéraux contenant des cations multivalents qui seront adsorbés au niveau de la surface colloïdale. Il va y avoir donc une neutralisation de charge électrique, appelée généralement coagulation ; On distingue ainsi quatre mécanismes de base pour la déstabilisation des particules colloïdales [61] : Compression de la double couche (coagulation électrostatique) ; adsorption et neutralisation des charges; emprisonnement des particules dans un précipité; adsorption et pontage. L'opération de coagulation-floculation a donc pour but la croissance des particules (qui sont essentiellement colloïdales) par déstabilisation des particules en suspension par la neutralisation de leurs charges négatives et puis formation de flocons par absorption et agrégation [52]. On utilise, pour ce faire, des réactifs chimiques nommés coagulants, ce procédé nécessite une agitation importante. Les coagulants sont des produits capables de neutraliser les charges des colloïdes présents dans l'eau.

Le choix du coagulant pour le traitement de l'eau de consommation doit tenir compte de l'innocuité du produit, de son efficacité et de son coût [52, 62-63].

➤ **Compression de la double couche** (coagulation électrostatique) : L'addition de l'électrolyte va augmenter la densité de charge dans la couche diffuse en favorisant sa contraction. L'effet de cette contraction consiste à changer la distribution des forces répulsives de la double couche au sein du colloïde, entraînant une réduction de la surface potentielle avec l'augmentation de la concentration de l'électrolyte, ce qui permet aux forces attractives de van der Waal's de devenir plus dominantes, favorisant ainsi l'agrégation des particules, toutefois ; la théorie de la compression de la double couche n'explique pas à elle seule tous les phénomènes observés lors de la déstabilisation des particules lorsqu'on augmente la quantité de coagulant, phénomène qu'on ne peut pas expliquer à l'aide de la théorie de la compression de la couche double [61]. Lorsque on rapproche deux particules colloïdales semblables, leur couche diffuses interagissent et génèrent une force de répulsion.

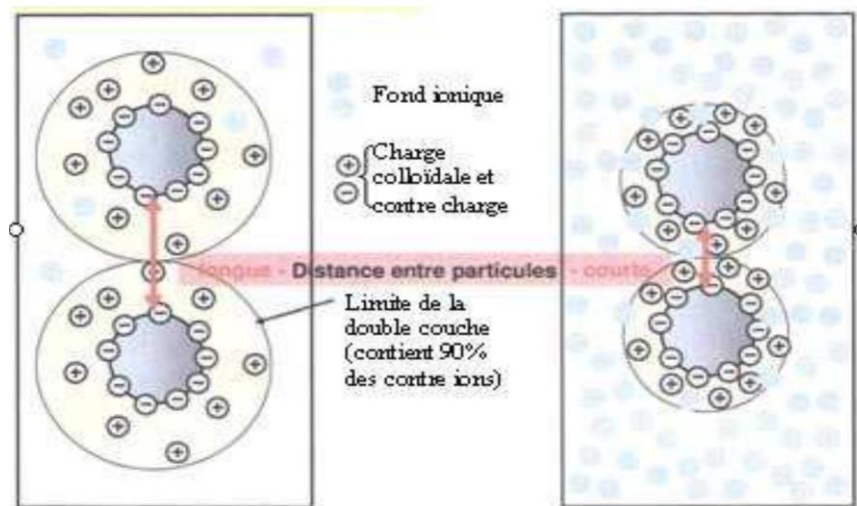


Figure II.5. : Représentation schématique de la compression de la couche diffuse.

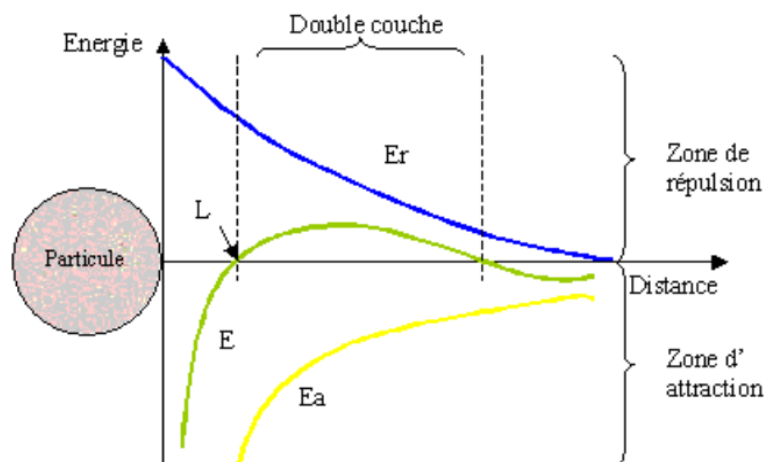


Figure II.6. : Variation du potentiel de répulsion en fonction de la distance qui sépare deux particules [64].

Il existe par ailleurs un potentiel d'attraction, ou force d'attraction, E_a , entre les particules. Ces forces, dépendent des atomes qui constituent les particules et de la densité de ces derniers. Pour réduire le potentiel de répulsion entre les particules, on peut augmenter la force ionique de la solution. On a observé que l'addition d'ions de charge opposée à la charge initiale était d'autant plus efficace que charge de ces ions était élevée. Ainsi, les concentrations de Na^+ , Ca^{2+} , Al^{3+} requises pour déstabiliser une suspension de particules colloïdales négatives varient approximativement dans des rapports de 1, 10^{-2} , 10^{-3} . Par ailleurs, en augmentant la force ionique d'une eau, on comprime la couche diffuse vers la particule. Dans la zone située près de la particule, les forces de Van Der Waal's sont assez importantes pour neutraliser la force de répulsion [12].

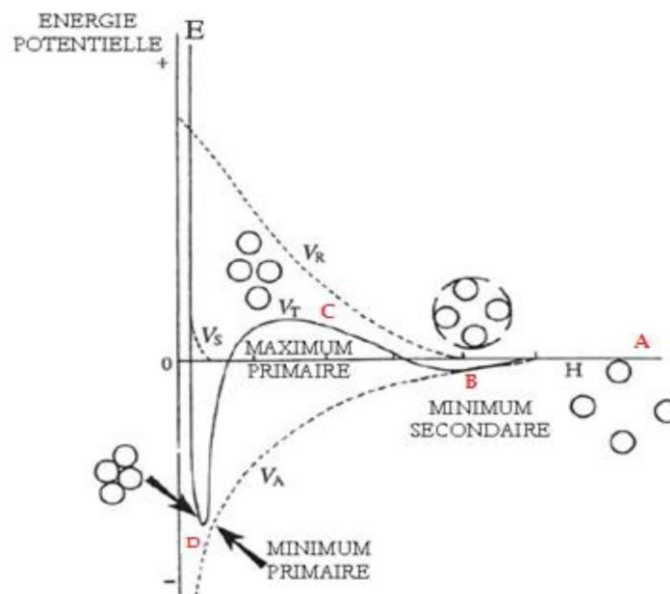


Figure II.7 : Diagramme d'énergie potentielle en fonction de la distance interparticulaire

➤ **Adsorption et neutralisation des charges** : Dans ce mécanisme, Certaines espèces chimiques de charges opposées sont adsorbées par la surface résultant de la réduction de l'étendue de la double couche interaction répulsive entre autres des particules colloïdales [65].

La déstabilisation par adsorption diffère de la déstabilisation par compression de la double couche parce que les espèces adsorbables sont capables de déstabiliser les colloïdes à un dosage beaucoup plus faible que les espèces non adsorbables. Ainsi, la déstabilisation par adsorption est stœchiométrique.

La quantité de l'électrolyte nécessaire pour la coagulation par compression de double couche n'est pas stœchiométrique et elle est pratiquement indépendante de la concentration du colloïde, aussi il est possible qu'une surdose d'une espèce adsorbable cause une déstabilisation par inversement de charge des particules colloïdales. Le fait que les ions peuvent être adsorbés au-delà du point de neutralisation de charge jusqu'à un inversement de charge peut être expliqué par une prédominance des interactions chimiques sur les effets de répulsion électrostatique dans certains cas [61].

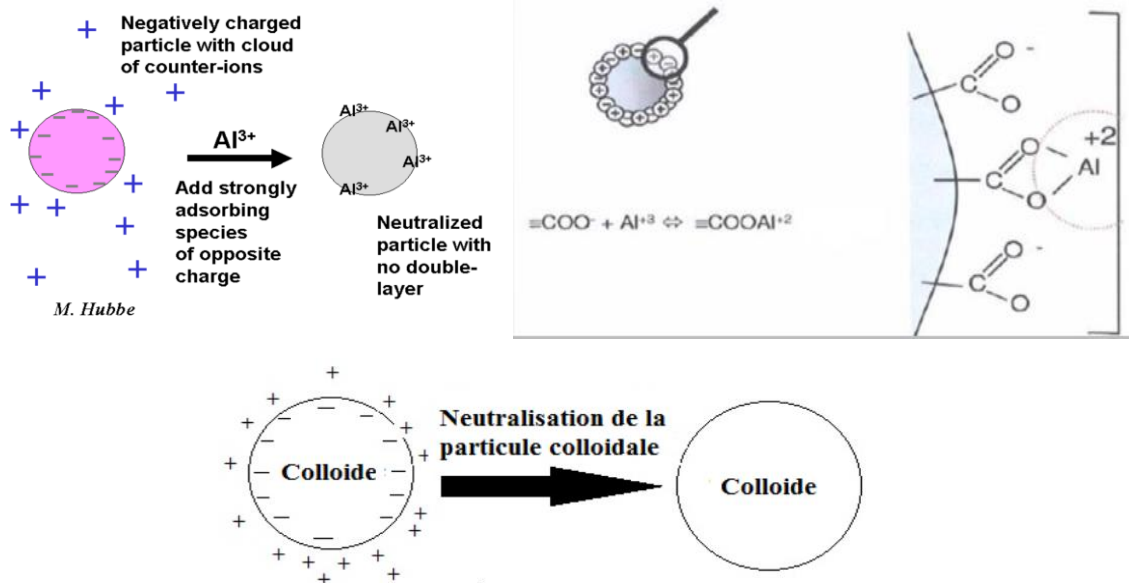


Figure II.8. : Représentation schématique de l'adsorption et neutralisation des charges.

On peut toutefois expliquer la ré-stabilisation des particules colloïdales en posant l'hypothèse que des charges issues d'un surplus de coagulant sont adsorbées à la surface des particules. Les particules colloïdales ainsi ré-stabilisées possèdent alors une charge inversée, ce qui est contraire au but recherché [12].

➤ **Emprisonnement des particules dans un précipité** : Pour déstabiliser les particules colloïdales, on peut en outre les emprisonner dans une particule de floc. Lorsqu'on ajoute en quantité suffisante de coagulant qui sont habituellement des sels métalliques trivalents ($Al_2(SO_4)_3$ ou $FeCl_3$) permet d'obtenir un précipité nommé floc, ces floccs constitués de molécules de $Al(OH)_3$ ou $Fe(OH)_3$ à pH neutre ou acide possède habituellement une charge positive. Le floc formé emprisonnerait les particules négatives et les entraînerait durant l'étape de décantation [61].

La présence de certains anions et de particules colloïdales accélère formation du précipité. Les particules colloïdales jouent le rôle de noyaux lors de la formation du floc ; ce phénomène peut entraîner une relation inverse entre la turbidité et la quantité de coagulant requise. En d'autres mots, une concentration importante de particules en suspension peut entraîner une diminution de la quantité de coagulant nécessaire [12]. Ce processus n'est plus stœchiométrique et ne dépend plus de la charge du coagulant [67].

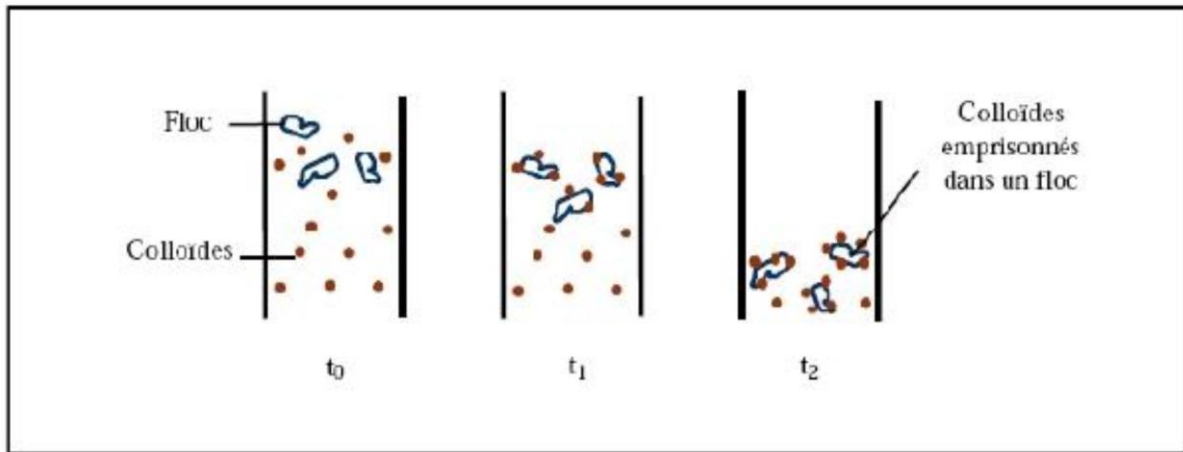


Figure II.9. : Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation.

➤ **Adsorption et pontage** : Dans quelques cas, on a obtenu le traitement le plus économique en utilisant un polymère anionique lorsque les particules étaient chargées négativement. Plusieurs composés naturels comme l'amidon, la cellulose, les polysaccharides et les protéines, ainsi qu'une large variété de polymères synthétiques sont connus pour leurs propriétés coagulantes. Ces produits sont caractérisés par leur grande masse moléculaire et, de plus, ont de multiples charges électriques tout au long de leurs chaînes d'atomes [61]. L'utilisation des polymères anioniques, cationiques ou non ioniques possédant une masse moléculaire élevée et une longue chaîne, et sont capables de déstabiliser les particules colloïdales chargées négativement.

Ce phénomène, inexplicable à l'aide de la théorie électrique, peut toutefois être expliqué par le (pontage). Les molécules de polymères, très longues, contiennent des groupes chimiques qui peuvent adsorber des particules colloïdales. La molécule de polymère peut ainsi adsorber une particule colloïdale à une de ses extrémités alors que d'autres sites sont libres pour adsorber d'autres particules. On dit alors que les molécules de polymère forment des ponts entre les particules colloïdales. Il peut y avoir restabilisation de la suspension, restabilisation imputable à une concentration excessive de polymères.

Dans ces conditions, les sites libres de plusieurs molécules de polymères s'accrochent à une même particule colloïdale. Cet ensemble particule-molécules de polymères ne peut plus par la suite adsorber d'autres particules colloïdales, ce qui est encore contraire au but recherché [12]. Plusieurs chercheurs ont développé une théorie des ponts chimiques qui est valable pour expliquer le comportement observé de ces composés polymériques [67-68].

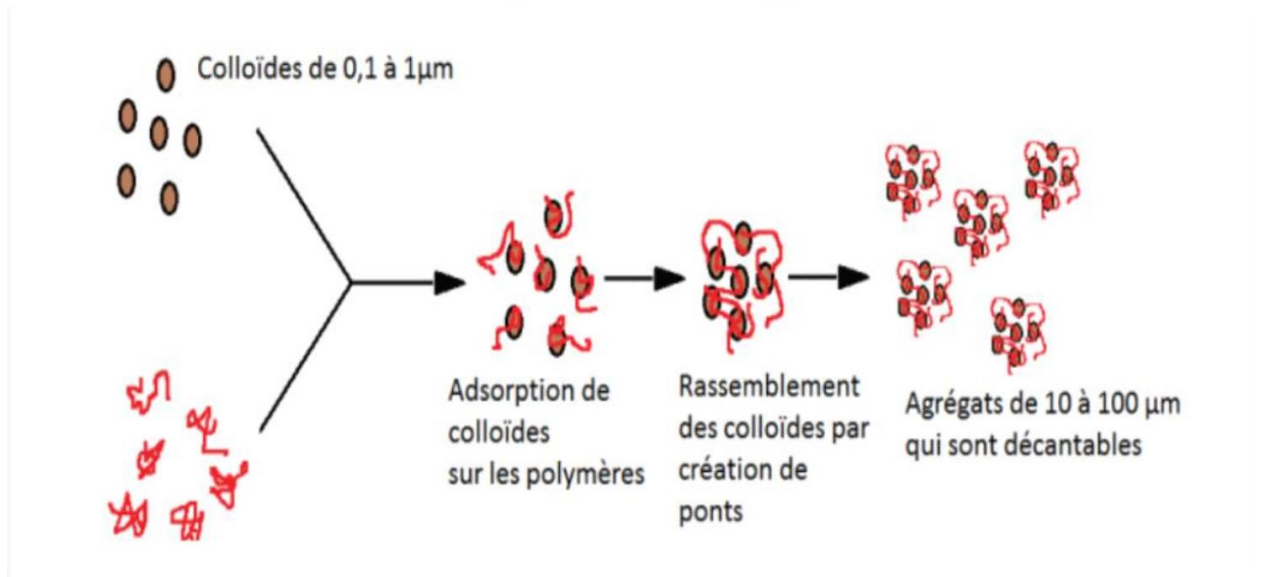


Figure II.10. : Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère

Le phénomène est décrit par la formation des ponts entre les particules colloïdales par l'intermédiaire des molécules des polymères. Il peut y avoir déstabilisation de la suspension ; dans ces conditions, les sites libres de plusieurs molécules de polymères s'accrochent à une même particule colloïdale. La fixation des polymères sur la particule peut résulter d'une attraction coulombienne, des liaisons d'hydrogène, des forces de van der Waals ou d'échanges d'ions [61].

Le but principal de la coagulation est de déstabiliser les particules pour favoriser leur agglomération. On peut obtenir cette déstabilisation par :

- Compression de la double couche.
- Adsorption et neutralisation des charges.
- Emprisonnement des particules dans un précipité.
- Adsorption et pontage.

II.4.2. La Floculation :

Après avoir été déstabilisées, les particules colloïdales ont tendance à s'agglomérer lorsqu'elles entrent en contact les unes avec les autres ce qui conduit à la croissance en taille du floc et à la diminution en nombre des particules en solution [44]. La floculation peut être provoquée par trois mécanismes :

➤ **Floculation péri cinétique** : Les contacts entre les particules sont causés par le mouvement aléatoire de celles-ci, dit mouvement brownien [69], la vitesse de floculation ou variation du nombre de particules au cours du temps est donnée par l'équation suivante [45] :

$$\frac{dN}{dt} = \alpha \frac{4KT}{3\mu} N^2 \quad (II.3)$$

Où N : nombre de particules par unité de volume α : Fraction des chocs efficaces

k : Constante de Boltzmann ($1.38 \times 10^{-23} J \cdot K^{-1}$) T : Température absolue (K)

μ : Viscosité dynamique de l'eau (Pa.s)

Après intégration on obtient le temps de demi-vie [69].

$$t_{1/2} = \frac{3\mu}{4KT_\alpha N_0} \quad (II.4)$$

Son importance est limitée dès que le diamètre des particules ou des micro-flocs dépasse le micron [63].

➤ **Floculation ortho cinétique** : La floculation provoquée par l'agitation de l'eau, l'agitation facilite l'agrégation en augmentant la probabilité des collisions entre les particules, la vitesse du fluide varie dans l'espace et dans le temps [45].

	Régime Laminaire	Régime Turbulent
dN/dt	$1/6\alpha N^2 G^0 d^3$	$KN^2 G^0 d^3$

G^0 : est un gradient de vitesse, il n'est définissable qu'en régime laminaire.

$$G^0 = \frac{dV}{dZ} \quad (II.5)$$

On peut aussi définir le gradient de vitesse par :

$$G = \sqrt{\frac{P}{V\mu}} = K \sqrt{\frac{P}{V}} \quad (II.6)$$

P : puissance réellement dissipée (w) V : volume occupé par le fluide (m³)

➤ Le mouvement relatif des particules dû à la différence de densité entre les particules (cas de la sédimentation). Pour mieux illustrer ceci, la figure II.11 résume les différents phénomènes de la coagulation-floculation produits par un polymère [70].

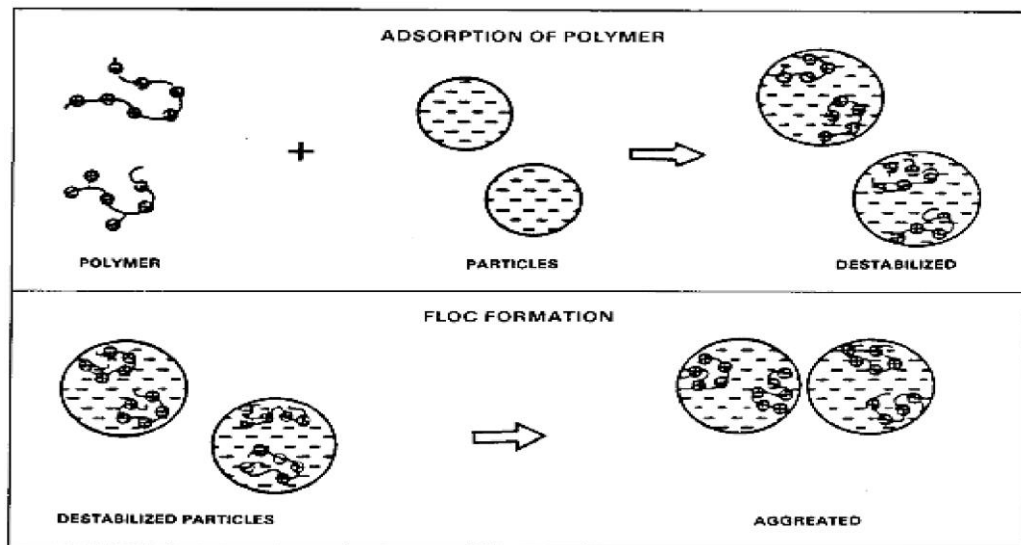


Figure II.11. : Processus de formation floc

II.4.3. Facteurs influençant la coagulation :

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables en interrelations, comme le pH, les sels dissous, la température de l'eau, le coagulant utilisé, les conditions de mélange, la turbidité et la couleur. Ces interrelation complexes interdisent actuellement toute approche théorique permettant de prédire quelle sont les concentrations optimales de coagulants. Nous allons énumérer l'ensemble des paramètres influençant le bon fonctionnement du procédé de coagulation.

a) L'Influence du paramètre pH :

Le pH est un des paramètres le plus important qui affecte beaucoup plus la coagulation-floculation. Son contrôle est donc conseillé au moment de la coagulation/floculation pour chaque type d'eau. Selon les caractéristiques d'une eau, il existe une plage de pH optimal permettant la meilleure coagulation [71]. Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant

utilisé est minimale, ce qui donne une meilleure précipitation. Le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation lorsque la température de l'eau est faible. Lorsque la coagulation se produit hors de cette plage optimale, il faut soit augmenter la quantité de coagulant, soit se contenter d'une eau de moins bonne qualité [12].

b) L'Influence de la dose de coagulant :

La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte. Le coagulant qui est habituellement fortement acide a tendance à abaisser le pH de l'eau, une dose de coagulant excessive entraîne une augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. La détermination du taux de coagulant est effectuée par analyse hors ligne au laboratoire tous les jours, à l'aide d'un essai expérimental appelé « Jar-test » [72-73].

La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la Déstabilisation des colloïdes. Une surdose du polymère produit inévitablement une restabilisation des particules colloïdales qui sont susceptibles de la charge de surface. Aussi les sites d'adsorption des particules colloïdales ne seraient plus disponibles pour la formation des ponts interarticulaires [74]. Un traitement de coagulation mal ajusté peut donc conduire à une dégradation rapide de la qualité de l'eau et à des dépenses d'exploitation non justifiées. Souvent, la dose de coagulant conditionne le fonctionnement des ouvrages de séparation et il se trouve tout simplement impossible de réaliser la clarification si cette dose est mal ajustée [74].

c) L'Influence de la température :

Plusieurs études ont montré l'effet de la température sur la coagulation floculation [75-79], une température basse, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau ralentit la cinétique des réactions chimiques et par conséquent la décantation des floes avec faible solubilité des coagulants. Plusieurs recherches ont montré que la plage du pH optimal varie avec la température de l'eau [80]. L'équation d'Arrhenius décrit bien l'effet de la température sur les constantes cinétiques [81]. Une baisse de température se traduit par réduction de la constante de vitesse k :

$$K = Ae^{-\frac{Ea}{RT}} \quad (II.7)$$

Où A : constante de réaction propre aux produits concernés

Ea : énergie d'activation

R : constante des gaz parfaits. T : température

Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons. [72]. Les premières études sur la coagulation-floculation en eau froide remontent à près de cinquante ans. En effet, [75] expliquent le problème en eau froide de deux façons :

- 1) La solubilité des coagulants est plus faible.
- 2) L'augmentation de la viscosité de l'eau ralentit la décantation des floccs.

d) L'Influence de la turbidité :

La turbidité est, elle aussi, un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant. Quand la turbidité de l'eau est trop faible, on peut augmenter la concentration en particules par addition d'argiles. Dans le cas de fortes pluies, l'augmentation des MES favorise une meilleure décantation. Enfin, pour grossir et alourdir le floc, on ajoute un adjuvant de floculation [72-73].

e) L'Influence de la Valence des colloïdes :

Selon la nature des particules colloïdales et leur interaction vers le milieu aqueux, c'est à dire leur facilité d'échange des cations périphériques selon qu'elle s'avère forte ou faible, elle favorise plus ou moins le processus de coagulation.

f) L'Influence de la grosseurs et concentration des particules colloïdales et des sels :

Il existe un seuil propice, pour la coagulation, du point de la vue dimensionnelle. Pour les particules dont les dimensions sont inférieures au micron, les forces de surface deviennent prépondérantes vis-à-vis des forces de masse.

Dans ces conditions, on constate un état de dispersion stable dû aux effets conjugués du mouvement brownien [82]. De même, il s'avère que la concentration des particules ; c'est-à-dire le nombre de charges électriques à mettre en jeu pour rompre le potentiel zêta, a une grande influence sur la coagulation. Cette coagulation est très difficile quand la concentration colloïdale est basse, sachant que le taux de contact interarticulaire se trouve probablement baissé.

Dans la coagulation et la floculation, les sels dissous dans une eau modifient la plage de pH optimale, le temps requis pour la floculation, la quantité de coagulant requis et la quantité résiduelle de coagulant dans l'effluent [12].

g) Vitesses et temps d'agitation :

Lors de l'introduction du coagulant dans l'eau, on procède à une agitation rapide pour la dispersion et l'homogénéisation de la solution. Mais une agitation intense empêche l'agrégation des particules, tandis qu'une agitation prolongée, permet l'effraction des liaisons entre coagulant

et la surface des particules, et le rabattement ultérieur des segments étendus sur la surface des particules [83].

h) Effets de l'alcalinité :

L'alcalinité naturelle de l'eau réagit avec l'alun pour former le précipité d'hydroxyde d'aluminium. Il faut donc un minimum d'alcalinité pour que l'alun agisse correctement. Ce minimum permet aussi de stabiliser le pH dans la plage optimale au cours de la coagulation [71]. Dans les eaux de faibles alcalinités, des coagulants préhydrolysés peuvent s'avérer avantageux car ils consomment moins d'alcalinité.

i) Electrifications des particules :

Toutes les particules sont ionisées [53], la charge électrique agit par la modification de la tension superficielle si cette tension est positive, les particules s'agglomèrent ; si elle est négative, les particules se dispersent [84].

j) Etat d'hydratation :

L'hydratation est un phénomène complexe dont les effets se répercutent sur le taux d'agrégation des colloïdes. Dans une solution aqueuse, les particules microscopiques s'hydratent et s'enveloppent de liquide, cette monocouche d'eau absorbée chimiquement sur les surfaces des particules (ex : les oxydes métalliques, les argiles, ...).

k) Potentiel Zeta :

Ce potentiel a une valeur maximale à la surface de la particule et décroît avec la distance à partir de la surface, cette décroissance est affectée par les caractéristiques de la couche diffuse, ainsi que par le nombre et le type des ions dans la solution chargée [85]. Les effets de charge sur la stabilité apparente des colloïdes irréversibles doivent être déterminés par la somme des énergies attractive et répulsive de l'interaction ($ER + EA$) [86]. Le taux de coagulation dépend de la grandeur de la barrière d'énergie cinétique qui anime les particules colloïdales.

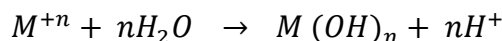
Les systèmes colloïdaux qui ont une grande énergie d'activation et une faible énergie cinétique coagulent très lentement (colloïdes persistant) par contre les colloïdes avec une faible énergie d'activation et/ou une énergie cinétique coagulent rapidement systèmes caducs [86].

II.5. Types des coagulants et floculants :

Plusieurs coagulants et floculants quel que soit leur origine, peuvent être employés dans le procédé de coagulation-floculation.

II.5.1. Les coagulants minéraux :

Les coagulants principalement utilisés pour déstabiliser les particules colloïdales sont à base de sels d'aluminium ou de fer hydrolysable ; ces coagulants, une fois introduits dans l'eau, forment des produits d'hydrolyse qui déterminent l'efficacité de la coagulation. La réaction de base lors de la mise en solution des coagulants minéraux est une hydrolyse qui modifie les caractéristiques physico-chimiques de l'eau à traiter :



II.5.1.1. Les sels d'aluminium :

La coagulation par les sels à base d'aluminium sont généralement effectués à une gamme de pH entre 6.0 et 7.5. En Algérie, Le sel métallique le plus utilisé est le sulfate d'aluminium (alun) $Al_2(SO_4)_3$, plusieurs radicaux hydroxy-alumineux monomères ou polymères sont formés [87]. Ces produits complexes ont une solubilité qui varie avec le pH.

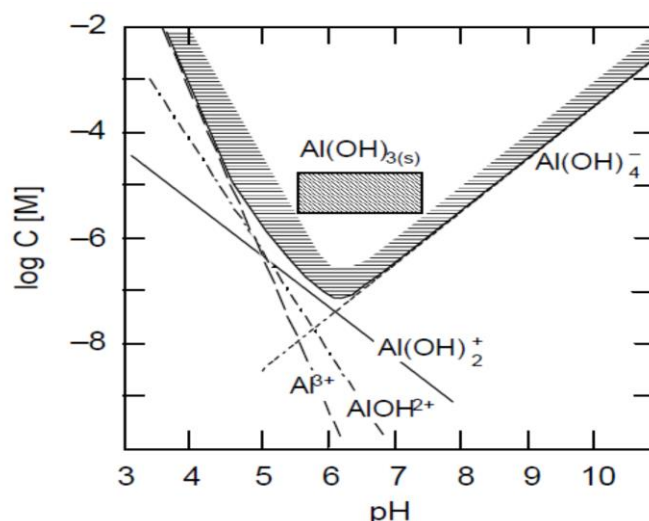
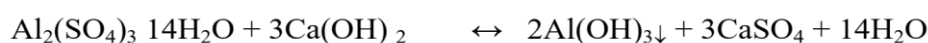
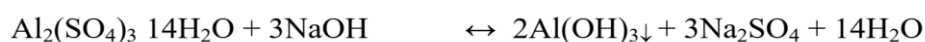
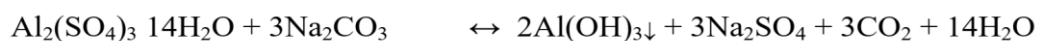
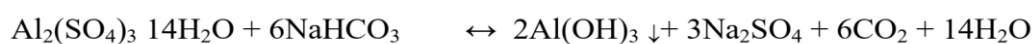
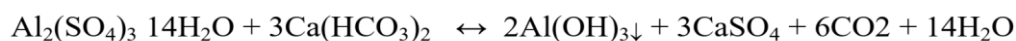


Figure II.12. : Diagramme de solubilité dans l'eau de $Al(OH)_3$ à 25°C

Dans le cas de l'alun. Les réactions suivantes décrivent comment est formé le précipité [12] :



L'hydrolyse de l'alun se traduit par la formation d'espèces différentes susceptibles d'intervenir dans la coagulation. Ces espèces interviennent selon différents mécanismes tels que représentés dans la figure II.12 [88]. Ce schéma décrit les quatre différents mécanismes de la coagulation. En effet, l'hydrolyse de l'alun permet de former des radicaux hydroxy-alumineux (monomères) qui à leur tour forment le précipité $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou des espèces poly-cationiques. Les espèces poly-cationiques agissent sur les particules colloïdales par compression, neutralisation et adsorption ce qui permet la formation des flocons. La formation des précipités $\text{Al}(\text{OH})_3$, voie principale en coagulation, implique des doses élevées d'alun et favorise l'emprisonnement des particules dans un précipité. Parallèlement à la formation des radicaux hydroxy-alumineux, il y a complexé avec des ligands contenus dans l'eau s'ils sont en quantité suffisante. Le degré de complexation varie en fonction du pH. La complexation avec des ligands expliquerait, dans plusieurs cas, la présence d'aluminium résiduel dans l'eau décantée.

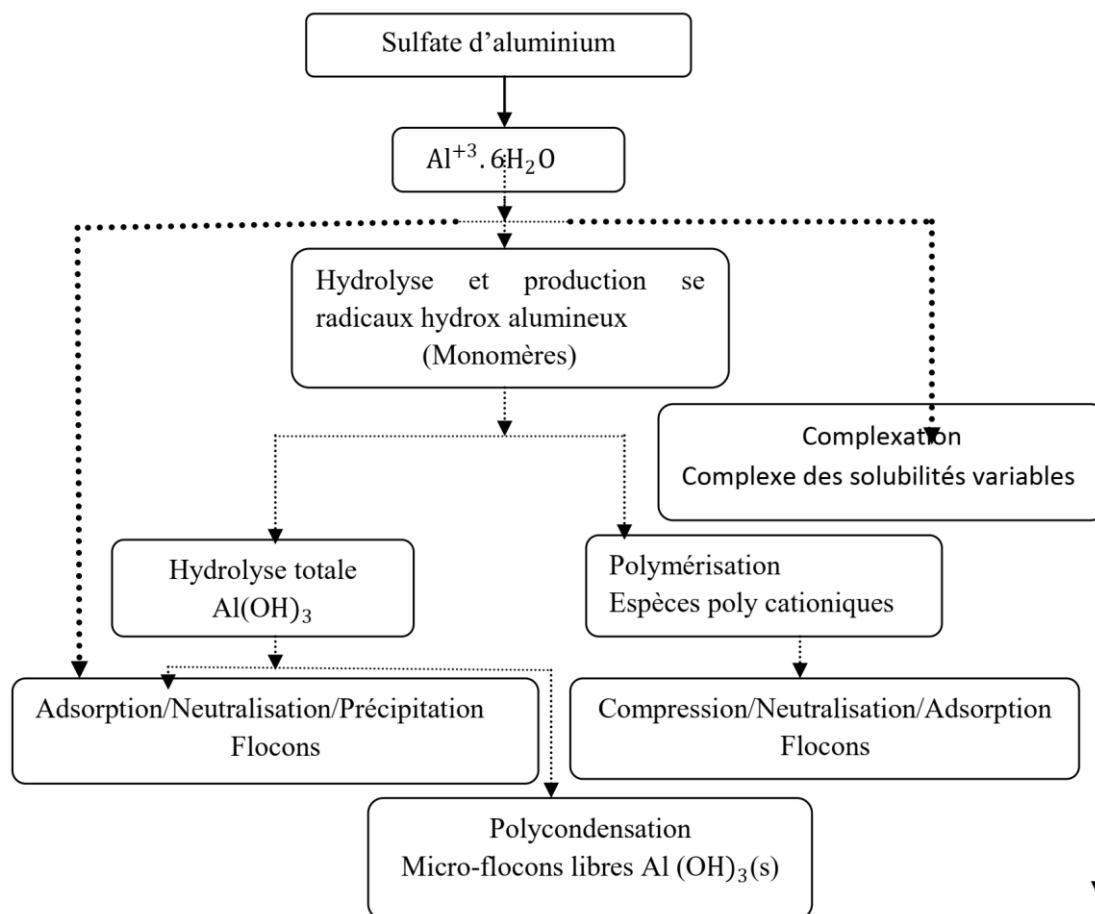


Figure II.13. : Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la coagulation

Il existe d'autres sels d'aluminium utilisés dans le traitement des eaux qui sont :

➤ **Oxyde de Calcium** - CaO (lime) : Il produit du carbonate de calcium dans l'eau usée et permet ainsi la coagulation des matières particulaires et de certains métaux. Il est généralement utilisé

avec d'autres coagulants puisque de très grandes quantités de CaO sont souvent nécessaires lorsqu'il est utilisé seul. De plus, il génère typiquement plus de boues que d'autres coagulants [45]

➤ **Oxyde de calcium** CaO (lime) (liqueur à base d'eau de mer à pH élevé) : Une étude réalisée [45], montre que l'utilisation de l'oxyde de calcium en combinaison avec une liqueur à base d'eau de mer dans des conditions de pH élevé offre d'intéressants résultats au niveau du procédé de coagulation, le système de traitement utilisant ce type de coagulant est flexible au niveau de l'effluent à traiter et facile à opérer, Il est très efficace pour enlever les MES, le phosphore total et les métaux, avec génération importantes des quantités des boues

➤ **Le chlorure d'aluminium** : $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: C'est un produit efficace mais dont l'emploi est réservé à des cas particuliers [45].

➤ **L'aluminate de soude** : NaAlO_2 .

➤ **Polychloro sulfate basique d'aluminium** : $\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m-2p}(\text{SO}_4)_p$: Ils sont moins acides que les sels d'aluminium classiques. Leur stabilité est souvent assurée par la présence d'ions sulfates qui inhibent la polymérisation spontanée du produit. Leur utilisation conduit souvent à un taux de traitement inférieur à celui du sulfate d'aluminium (exprimé en Al^{3+}). La cohésion des boues est meilleure, mais un adjuvant de floculation demeure souvent nécessaire [45].

➤ **Polyalumino-silico-sulfate** (pass) : $(\text{Al}_a(\text{OH})_b(\text{SO}_4)_c(\text{SiO}_x)_d)_n$: Ce dernier coagulant est plus avantageux pour les eaux dont le pH et la turbidité sont faibles et en basse température [89].

II.5.1.2. Les sels ferriques :

Les précipités à base de fer sont formés de la même façon. Ils forment la base des floccs qui emprisonnent les particules colloïdales, pour que la coagulation par les sels ferriques s'effectue correctement, il faut que le pH soit supérieur à 5.5 ou 6. Les sels du fer sont généralement plus coûteux que le sulfate d'aluminium, ce qui explique leur emploi plus restreint. Il faut néanmoins les considérer dans le cas d'eaux brutes pauvres en alcalinité et fortes en couleurs ou dans des circonstances exigeant une coagulation à pH très élevé [71].

Les sels de fer utilisés dans le traitement des eaux sont :

➤ **Chlorure ferrique** FeCl_3 ➤ Sel double (Chlorosulfate ferreux) FeClSO_4 ➤ Sulfate ferrique $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ➤ Sulfate ferreux $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.

Il est généralement utilisé avec le CaO pour réduire la dureté de l'eau. La combinaison des deux coagulants génère du sulfate de calcium et de l'hydroxyde ferrique. L'eau usée doit cependant contenir de l'oxygène dissout afin que la réaction puisse prendre place [45]. L'efficacité de ces

coagulants avec ou sans aide coagulant, selon le pH et la température de l'eau. Le tableau II.2 montre clairement les caractéristiques de quelques coagulants minéraux.

Tableau II.2. : Caractéristique de quelques coagulants minéraux.

	Nom Commercial	Masse Molaire	Densité	Forme	Formule	Apport en M_2O_3	NB
Sels d'Aluminium	Sulfate d'Aluminium	666	-	Solide	$Al_2(SO_4)_3, 18H_2O$	17 à 18	Poudre Irritante
	Sulfate d'Aluminium	645	1.45	Liquide	-	8.2	Liquide Corrossitif
	Polychloro-sulfate basique d'aluminium	-	1.2	Liquide	$Al_n(OH)_m, Cl_{3n-m-2P}, (SO_4)_P$	10	Réactif Acide Dénommé
	Chlorure Ferrique	162.5	1.45	Liquide	$FeCl_3$	41% Fe	Réactif Acide
Sels de Fer	Sulfate Ferreux	278	-	Liquide	$FeSO_4, 7H_2O$	20% Fe	-
	Chlorosulfate Ferreux	187	1.5	Liquide	$FeClSO_4$	14% Fe	Réactif Acide

II.5.2. Les coagulant naturels :

Comme l'ont relevé certaines études, les coagulants à base d'aluminium, de fer et même les polymères synthétiques présentent un désavantage important : leur toxicité probante pour l'environnement. Cela a donc poussé quelques chercheurs à investiguer la possibilité d'utiliser des composés d'origine naturelle pour réaliser le procédé de coagulation-floculation [90]. La plupart des coagulants d'origine végétale ne sont pas réalisables en raison du cout et de la disponibilité dans le monde, donc difficile à mettre en œuvre pour le traitement de l'eau. En outre la disponibilité tout au long de l'année est un facteur important à prendre en considération.

L'utilisation des coagulants naturels a été découragée dans les pays développés sous prétexte qu'ils n'ont jamais été soumis à une évaluation scientifique rigoureuse [91]. Dans les pays en voie de développement, leur développement s'est poursuivi si bien qu'aujourd'hui les pays développés recommencent à s'intéresser à cette alternative [92]. Traditionnellement, les coagulants naturels d'origine végétale ont été utilisés au niveau des ménages. Les femmes dans les zones rurales du Soudan [93], traitent leurs eaux avec de la poudre de graines de Maringá oleifera avant l'utiliser comme eau potable.

Plusieurs Chercheurs Ont testé autres coagulants d'origine végétale telles que: Extrait de graines de *Moringa oleifera* [90], cactus [94], Algal alginate [95], Chestnut et Acorn [96], Haricot commun [97], les graines Nirmali (*Strychnos potatorum*) [98-99], Tanins [100, 01], *Jatropha curcas* seeds [101-102], Banana [02].

II.5.3. Aides-coagulants (adjuvant de floculation) :

La floculation est le phénomène de formation de flocons de taille plus importante (agglomération des colloïdes déchargés dans un réseau tridimensionnel). On utilise, pour se faire, des flocculant ou adjuvants de floculation. Contrairement à l'étape de coagulation, la floculation nécessite une agitation lente. Les flocculants ou adjuvants de floculation sont, dans leur grande majorité, des polymères de poids moléculaire très élevé. Ils peuvent être de nature minérale, organique naturelle ou organique de synthèse [52, 62-63].

. L'utilisation d'un seul coagulant ne permet pas, dans tous les cas, d'obtenir une bonne Coagulation floculation. La floculation a justement pour but d'augmenter la probabilité des contacts les particules, lesquels sont provoqués par la différence de vitesse entre ces particules. Cette différence de vitesse peut être imputable :

- a) au mouvement brownien des particules (floculation péri-cinétique).
- b) au déplacement d'une partie du fluide (floculation ortho-cinétique) [12].

Les flocculants sont des composés agissant par pontage. Il s'agit de polymères à haut poids moléculaire présentant des groupes réactionnels de charge inverse de celle de la suspension à traiter. On distingue des flocculants naturels et synthétiques. L'utilisation d'un aide-coagulant permet d'améliorer les performances du procédé de coagulation floculation et décantation :

II.5.3.1. Les Flocculants minéraux :

Les adjuvants minéraux les plus utilisés sont la silice activée. Ils agissent par adsorption et pontage entre les particules colloïdales. La silice activée est un des premiers aides-coagulants utilisés. Son coût est faible et elle est efficace en eau froide lorsqu'elle est combinée avec le sulfate d'aluminium. Elle est produite à partir d'une solution de silicate de sodium à laquelle on ajoute un réactif pour l'activation qui résulte en la formation d'un gel [103]. La silice est souvent activée par neutralisation à l'aide d'un acide, soit l'acide sulfurique ou le chlore gazeux.

Le principal agent flocculant d'origine minérale employé dans le domaine du traitement des eaux est la silice activée. Ce composé offre de bons rendements lorsqu'il est associé au sulfate d'aluminium en eau froide. Un inconvénient accompagne l'utilisation de la silice, elle doit être préparée juste avant son utilisation, vu sa faible stabilité [104].

II.5.3.2. Les Floculants naturels :

Les floculants organiques naturels sont des polymères hydrosolubles d'origine animale ou végétale. Généralement non ioniques, ils peuvent être modifiés chimiquement, les plus utilisés sont les amidons, les alginates. Les alginates de sodium sont extraits de l'acide alginique, un composé provenant d'algues marines. Ces produits sont particulièrement employés en combinaison avec les sels ferriques, mais peuvent donner de bons résultats avec les sels d'aluminium. Les amidons sont Obtenus de la pomme de terre, du tapioca ou d'autres végétaux, ces polymères de glucopyranose non linéaires ramifiés sont utilisés de préférence avec les sels d'aluminium. Il y a d'autre composés naturels ont des propriétés floculats tel que cellulose, gommes, tanins, xanthanes, mais ils sont très peu utilisés dans le traitement des eaux [45]. Des études documentent l'utilisation d'une gomme faite à base de graines d'*Ipomoea dasysperma* [03], *Cassia javahikai* [105], *Cactus* [94] comme agent coagulant.

II.5.4. Les coagulants et floculants organiques synthétiques :

Actuellement, trois principales familles des polymères organiques cationiques de synthèse, utilisés en coagulation, elles sont de forte charge cationique et poids moléculaire relativement bas (104 à 105) g/mol ;

- Mélamine formaldéhyde (ou mélamine formol) ;
- Epichlorhydrine diméthylamine (EPI.DMA) ;
- Poly (chlorure de diallyldiméthyl-ammonium) (POLYDADMAC).

Les floculants organiques synthétiques sont de très haut poids moléculaire (106 à 107) g/mol, et charge ionique très variable, obtenus par association de monomères synthétiques, Dont les principaux sont les :

- Polymère anionique : copolymères de l'acrylamide et de l'acide acrylique ;
- Polymère neutre ou no ionique : polyacrylamides ;
- Polymère cationique : copolymères d'acrylamide et d'un monomère cationique. Les paramètres qui affectent le plus le rendement de ce genre de coagulant sont le pH et la dose utilisée.

II.5.5. Choix du coagulant :

L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les coagulants sont des produits qui neutralisent les charges de surface des matières colloïdales [45]. Le choix du coagulant pour le traitement de l'eau de consommation doit tenir compte de l'innocuité du produit, de son efficacité et de son coût. Le type de coagulant et la dose ont une influence sure :

- La bonne ou la mauvaise qualité de l'eau clarifiée.
- Le bon ou le mauvais fonctionnement de la floculation et de la filtration.

➤ Le coût d'exploitation.

Conclusion :

Plusieurs avantages et inconvénients accompagnent l'utilisation des agents chimiques les plus utilisées telles que l'alun et chlorure ferrique [64, 106]. Il faut noter que ces sels métalliques peuvent être utilisés seuls ou combinés. Généralement, on les utilise avec un floculant afin d'augmenter l'efficacité du procédé.

Les inconvénients des coagulants chimiques ils sont :

- **Inconvénients des coagulants chimiques (alun, chlorure ferrique) :**
- Dosage complexe à optimiser, nécessitant de nombreux essais en laboratoire ; une surdose peut réduire l'efficacité.
- Substances souvent corrosives, imposant des mesures de sécurité strictes pour les opérateurs.
- Résidus d'aluminium et de fer peuvent être toxiques, posant des risques pour la santé humaine (ex. Alzheimer) et pour l'environnement.
- L'alun provoque une baisse significative du pH due à son interaction avec les substances alcalines.
- Faible efficacité en eau froide.

Avantages des biocoagulants (ex. Moringa oleifera) :

- Usage multiple : coagulant, plante médicinale, aliment (huile, légume).
- Impact faible sur le pH, la conductivité, l'alcalinité et les ions, excepté une légère augmentation des nitrates et ortho-phosphates.
- Moins corrosif que l'alun, car il n'altère pas le pH.
- Production de boues en moindre volume, non toxiques et facilement valorisables.
- Coût d'utilisation inférieur, adapté aussi bien aux pays en développement qu'aux pays développés.

Pour ces raisons, la recherche actuelle s'oriente vers le remplacement partiel ou total des coagulants minéraux chimiques par des coagulants naturels issus de ressources renouvelables, comme les extraits de graines de Moringa oleifera, les poudres de cactus, ou d'autres biomatériaux. Cette démarche vise à réduire les impacts environnementaux et sanitaires liés aux coagulants chimiques tout en maintenant une efficacité élevée dans le traitement des eaux. L'utilisation de

coagulants naturels représente ainsi une alternative prometteuse, notamment pour les pays en voie de développement où le coût et la disponibilité des traitements traditionnels posent souvent problème.

Chapitre III : Méthodologie de travail & Résultats

Introduction :

Dans ce chapitre nous allons présenter, dans la première section, la méthodologie expérimentale adoptée, l'ensemble de matériels et appareillage mis en place. Le matériel utilisé comprend principalement les réactifs chimiques, les différents matériaux naturels et synthétiques ainsi que le dispositif mis en œuvre lors de la réalisation des divers expérimentation d'analyse et de caractérisation. Les protocoles expérimentaux seront ensuite détaillés dans cette section. La deuxième section de ce chapitre nous avons essayé de tester certains coagulant minérales (chlorure ferrique et sulfate d'aluminium) et des biocoagulants (graines de lin et de psyllium) pour but de d'examiner et de déterminer le choix d'un réactif optimal et d'évaluer leurs capacités potentielles de réduire les matières colloïdales et par conséquent la turbidité et/ou la matière organique ou de n'importe quel paramètre qui a été pris en considération pour les effluents laitiers.

Tous les résultats expérimentaux obtenus et ceux calculés sont présentés et discutés au fur à mesure dans ce chapitre. En effet, le protocole expérimental réalisé a considéré l'étude du procédé de la coagulation-floculation lors de l'utilisations des différents coagulants minéraux et organiques plus le choix alternatif de différents coagulant obtenus lors de l'application des traitements mécaniques et chimiques pour augmenter son efficacité et son rendement sur les effluents laitiers synthétiques. Par ailleurs, pour chaque cas de cette étude, et pour une meilleure évaluation de potentiel des coagulants minérales et naturels, plusieurs paramètres tels que le pH, la dose du coagulant, la dose du floculant, la salinité, les matières organiques et les MES etc., ainsi les mécanismes mis en jeu lors de l'application du procédé de coagulation-floculation ont été déterminés selon la disponibilité des réactifs et de la disponibilité de la place au laboratoire du département, et aussi ont été interprétés et discutées.

Pour réaliser les études expérimentales, tous les essais de coagulation floculation ont été effectué, à température ambiante sous le JAR TEST et à partir de solution préparées dans l'eau distillée.

III.1. Méthodes analytiques de mesure des paramètres physico-chimiques :

Comme le montre le tableau **III.01**, les méthodes analytiques employées pour la mesure des paramètres physico-chimiques mises sont essentiellement celles décrites dans les normes AFNOR et APHA [01, 102]. Les mesures du pH, de la conductivité de TDS de salinité et de la

turbidité sont faites à l'aide d'un pH-mètre et d'un conductimètre WTW-inolab, et d'un turbidimètre Lovibond.

Tableau.III.01 : Méthodes analytiques de détermination des paramètres physico-chimiques des eaux [01, 102].

Paramètres	Méthodes	Norme
pH	Electrochimie	SM 4500-H+ B
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Conductimétrie	SM 2510B
Salinité	Conductimétrie	SM 2510B
TDS (mg/L)	Conductimétrie	SM 2510B
Turbidité (NTU)	Néphélométrie	SM 2130B
MO ($\text{mg d'O}_2/\text{L}$)	Oxydation	-
MES (mg/L)	Filtration	SM 2540D

III.2. Echantillons à traiter et ces caractéristiques :

Notre travail a été réalisé aux niveaux des laboratoires de traitement des eaux de l'université de Bordj Bou Arreridj. Le lait à traiter est prélevée de laiterie MEDJANA (Miyo) de la ville de Bordj Bou Arreridj. Les principaux paramètres étudiés de lait brut retenu pour les essais de traitement sont présentés dans le tableau III.02.

Tableau.III.02 : Les valeurs moyennes des différents paramètres analysés à l'entrée de laiterie de MEDJANA (Miyo).

Echantillons (SA)	Unités	Valeurs Limites	Tolérances aux valeurs limites anciennes installation	Résultats	Normes d'analyses
Débit mètre	m^3/h	-	-	≈ 0.273	-
Température	$^{\circ}\text{C}$	30	30	22.2	Multi paramètres
pH	-	6.5 -8 .5	6.5-8.5	7.50	Multi paramètres
MES	mg/L	35	40	120	ISO :11923 ;1989
DCO	mg/L	120	130	690	ISO :6060 ;1989
DBO ₅	mg/L	35	40	120	Méthode Instrumental
Huiles et Graisses	mg/L	20	30	10	Méthode Rodier

III.3. Coagulants utilisés :

III.3.1. Le coagulant minéral :

III.3.1.1. Le chlorure ferrique FeCl_3 :

Nous avons utilisé le chlorure ferrique comme coagulant minérale pour les essais de coagulation-floculation. Une solution mère est périodiquement préparée par dissolution de 10 g/L de ce réactif dans de l'eau distillée. Le tableau III.03 présente quelques propriétés physiques et chimiques de FeCl_3 .

Tableau.III.03 : Propriétés physiques et chimiques de FeCl_3 .

Formule chimique	FeCl_3
Aspect	Poudre
Couleur	cristaux : noire
Masse moléculaire	162.2 g /mole
Solubilité dans L 'eau	920 g /L à 20°C
pH	pH : 2 dans 10 g/L à 25°C
Massa volumique	2.9 g /cm³
Viscosité dynamique	0.56 mPa.s à 20°C

III.3.1.2. Le Sulfate d'aluminium Al_2SO_4 :

Nous avons utilisé le Sulfate d'aluminium comme coagulant minérale pour les essais de coagulation-floculation. Une solution mère est périodiquement préparée par dissolution de 10g/L de ce réactif dans de l'eau distillée. Le tableau III.04 présente quelques propriétés physiques et chimiques de Al_2SO_4 .

Tableau.III.04 : Propriétés physiques et chimiques de Al_2SO_4 .

Formule chimique	Al_2SO_4.
Aspect	Poudre
Couleur	Blanc
Masse moléculaire	162.2 g/mol
Solubilité dans l'eau	920 g/L à 20°C
pH	2.5 à 3.5 dans 10 g/L à 25°C
Masse volumique	1.43 à 1.50 g/cm³
Viscosité dynamique	25 à 35 mPa.s à 20°C

III.3.2. Les biocoagulants :

Dans ce travail, nous avons choisi deux plantes à utiliser comme coagulants naturels.

III.3.2.1. Les graine de lin

La culture du lin remonte aux premiers âges de l'humanité. Cette plante, qui se développe favorablement sur des terres fraîches et légères, est connue depuis environ 5000 ans avant J.-C. Le lin est à la fois une plante médicinale et une source de fibres végétales naturelles. Aujourd'hui, il est principalement cultivé pour son huile, reconnue pour ses nombreux intérêts nutritionnels et industriels.

Le lin constitue la troisième culture mondiale de fibres naturelles, et il est cultivé dans plus de 50 pays. Le Canada en est le principal producteur, suivi par la Chine, les États-Unis et l'Inde.

Originaire d'Asie et des régions méditerranéennes occidentales, le lin a également été découvert dans les cités lacustres de Suisse. Son utilisation s'est étendue durant l'époque des pharaons en Égypte, où certaines momies étaient enveloppées de plus de 1000 mètres de bandelettes de lin. Des fresques retrouvées dans les pyramides témoignent également de la culture et de l'importance du lin dans cette civilisation [102].

III.3.2.2. Les graines de psyllium :

Le psyllium est une matière première naturelle extraite de la fine membrane blanche qui recouvre le côté concave des graines de certaines espèces du genre *Plantago*, notamment *Plantago ovata*, *Plantago afra* et *Plantago indica*. Il est reconnu pour sa grande capacité d'absorption d'eau ainsi que ses propriétés gélifiantes. À l'échelle mondiale, la production et l'exportation de poudre de psyllium sont largement dominées par l'Inde.

Le Sahara algérien abrite plusieurs espèces du genre *Plantago*, telles que *P. albicans* dans la région d'El Oued, ainsi que *P. notata* et *P. ciliata* dans la région de Ghardaïa. Plusieurs études, ont souligné l'importance de ces espèces locales. En médecine traditionnelle, les espèces les plus utilisées sont *P. major*, *P. lanceolata*, *P. media*, *P. pumilia*, *P. coronopus*, *P. argentia* et *P. lagopus*. Ces dernières sont connues pour produire du mucilage autour de leurs graines, constituant ainsi une source naturelle de psyllium [103].

III.3.3. Préparation des biocoagulants :

La procédure de préparation est identique pour les deux biocoagulants, que ce soit pour la production de poudre ou pour la préparation des solutions de dosage.

III.3.3.1. Préparation de la poudre :

- a) Des échantillons de graines de lin et de graines de psyllium ont été achetés, puis transportés au laboratoire pour leur traitement ultérieur.



Graines de lin



Graines de psyllium

Figure III.1. : Coagulants naturels

- b) Les graines ont ensuite été séchées dans une étuve à 40 °C pendant 24 heures afin de réduire leur teneur en humidité et de faciliter leur broyage.



Graine de lin



Graine de psyllium

Figure III.2. :Préparation des graines avant broyage

- c) Après le séchage, les graines de lin ont été broyées à l'aide d'un broyeur de laboratoire, tandis que les graines de psyllium ont été réduites en poudre à l'aide d'un moulin à café domestique, dans le but d'obtenir une poudre finement broyée pour chaque type de graine.



Graine de psyllium



Graine de lin

Figure III.3. :Poudres obtenues après broyage des graines

- d) Enfin, les particules grossières ont été éliminées par tamisage des poudres obtenues à l'aide d'un tamis de maille 150 μm . Les poudres fines ainsi obtenues ont été conservées séparément dans des flacons en verre hermétiquement fermés.

**Figure III.4. :Tamisage des poudres de graines broyées**

III.3.3.2. Extraction des biocoagulants par l'eau distillée

Les solutions des biocoagulants ont été préparées en dispersant 10 grammes de poudre de lin ou de psyllium dans 100 mL d'eau distillée. Le mélange a été agité pendant 2 heures afin de favoriser l'extraction des composés actifs. Après décantation, la solution a été filtrée à l'aide d'un filtre standard. Le filtrat obtenu est utilisé comme solution coagulante [104].

III.3.4. Caractérisation des biocoagulants :

Le tableau III.05 présente les principaux paramètres physiques et chimiques des deux biocoagulants naturels. Ces caractéristiques permettent une meilleure interprétation des résultats expérimentaux et de l'efficacité des coagulants utilisés.

Tableau.III.05 : Propriétés physico-chimiques des extraits aqueux de graines de lin et de graines de psyllium traités à l'eau distillée [107].

Paramètre	Graine de lin	Graine de psyllium
pH à 20 °C	6.2	5.5 – 7
Couleur	Doré	Marron claire
Masse volumique (kg/L)	0.70 - 0.75 kg/L	0.45 – 0 .55 Kg/L
Conductivité (mS/cm)	0.2 – 0.6	0.1 – 0.3
Salinité	0.1	0.05
TDS (mg/L)	200 – 600	100 – 400

Ce tableau présente les valeurs de quelques paramètres caractérisant les deux biocoagulants. La masse volumique (densité) est proche de l'unité pour les deux extraits.

En revanche, les valeurs de salinité, des solides dissous totaux (TDS) et des matières organiques (MO) sont nettement plus élevées pour le cactus comparé à l'Aloe vera.

Cette différence peut influencer significativement les propriétés du milieu traité, notamment par une augmentation notable de la charge organique et saline.

III.3.5. Procédure de coagulation-floculation :

Tous les essais de coagulation-floculation ont été réalisés selon le protocole standard du « Jar-Test », à l'aide d'un flocculateur à six postes d'agitation à pales. Chaque poste permet un réglage individuel de la vitesse de rotation, variant de 0 à 300 tours par minute.

L'appareil permet l'agitation simultanée de plusieurs béchers, chacun contenant 500 mL d'eau à traiter. Ce dispositif est spécialement conçu pour évaluer l'efficacité des coagulants dans le processus de floculation et la formation de flocs dans le cadre du traitement des eaux.

**Figure.III.05. :** Appareil de jar test.

Les essais de coagulation-floculation comportent trois phases principales [105, 106] :

1. **Phase d'agitation rapide** : agitation à 160 tours par minute (tr/min) pendant 3 minutes, au cours de laquelle le coagulant est ajouté (coagulation).
2. **Phase d'agitation lente** : agitation à 40 tr/min pendant 15 minutes, durant laquelle le floculant est introduit (floculation).
3. **Phase de décantation** : repos sans agitation pendant 40 minutes, après quoi le surnageant est prélevé pour l'analyse des paramètres physico-chimiques.

III.4. Traitement par coagulation floculation :

Dans cette étude, nous avons optimisé deux paramètres essentiels : la dose de coagulant et le pH de coagulation, afin de maximiser l'élimination des matières en suspension (MES), de la turbidité et de la matière organique.

III.4.1. Optimisation de la dose de coagulant

La dose de coagulant est un paramètre critique. Une dose insuffisante entraîne une mauvaise qualité de l'eau traitée, tandis qu'une dose excessive augmente les coûts d'exploitation et peut aussi nuire à la qualité finale de l'eau.

Cet essai consiste à appliquer des doses croissantes de coagulant dans des récipients contenant la même quantité et qualité d'eau brute. En maintenant constant le pH de l'eau brute, on fait varier la dose du coagulant minéral ainsi que celle des biocoagulants afin de déterminer la dose optimale.

Tableau.III.06 : Les doses de coagulant minéral poudre

Les doses		
Chlorure ferrique (mg/L)	Sulfate d'aluminium (mg/L)	Bio coagulant (mg/L)
200	200	22.5
250	250	18.6
350	350	11.3

Tableau.III.07 : Les doses de coagulant minérale liquide

Les doses		
Chlorure ferrique (ml)	Sulfate d'aluminium (ml)	Bio coagulant (mg/L)
0.9	0.9	22.5
1.13	1.13	18.6
1.58	1.58	11.3

III.4.2. Optimisation de pH de coagulation :

Le pH joue un rôle clé dans les procédés de coagulation-floculation, influençant plusieurs mécanismes physico-chimiques. En fonction des caractéristiques spécifiques de l'eau à traiter, il existe un pH optimal qui permet d'atteindre une efficacité maximale de coagulation.

Après avoir déterminé la dose optimale des coagulants, l'étape suivante consiste à optimiser le pH de coagulation. Pour cela, le pH du lait à traiter est ajusté dans une gamme de valeurs étudiées, notamment pH = 5, 6, 7 et 8, afin d'évaluer son influence sur l'efficacité du traitement.

III.5. Caractérisation des eaux brutes utilisées :

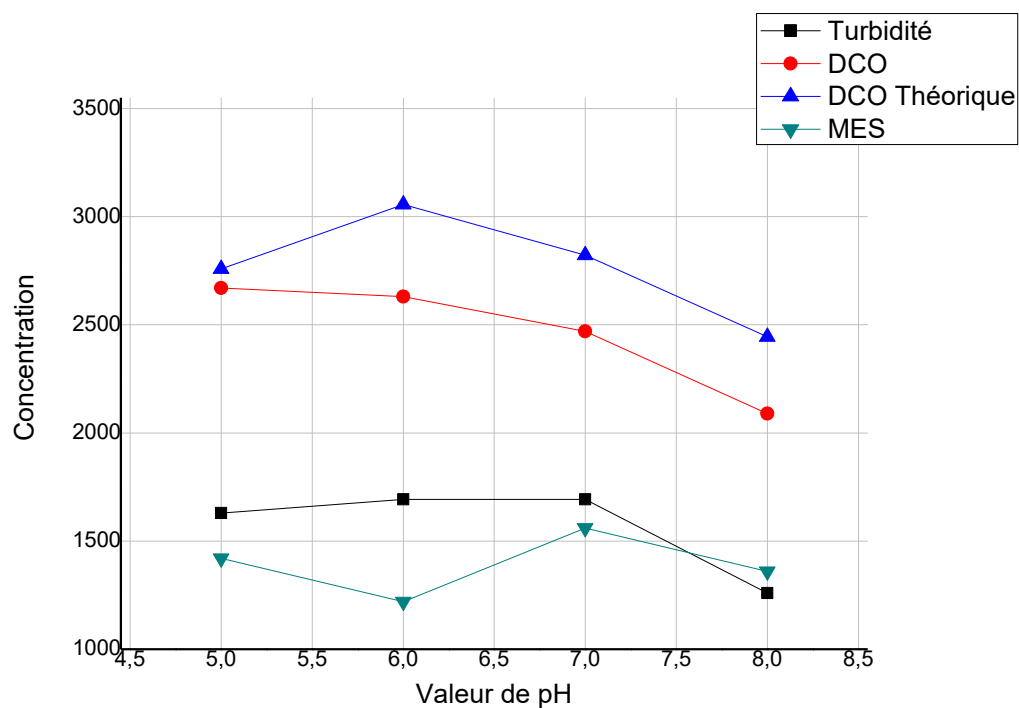
L'étude expérimentale de la coagulation-floculation a pour but de déterminer le choix d'un réactif ou la combinaison des réactifs, les concentrations optimales nécessaires ainsi que le pH optimal du bon fonctionnement de chaque produit utilisé. Dans le but d'avoir une réduction maximale de la turbidité où de n'importe quel paramètre qui a été pris en considération.

Dans cette étude expérimentale, nous avons étudié les effluents laitiers synthétiques à base de poudre de lait. Le travail a été entamé par une caractérisation des principaux paramètres de cette effluent synthétique. Les valeurs obtenues, et les valeurs collectées au niveau d'une unité de production de lait sont rapportées dans le tableau III.08 suivant.

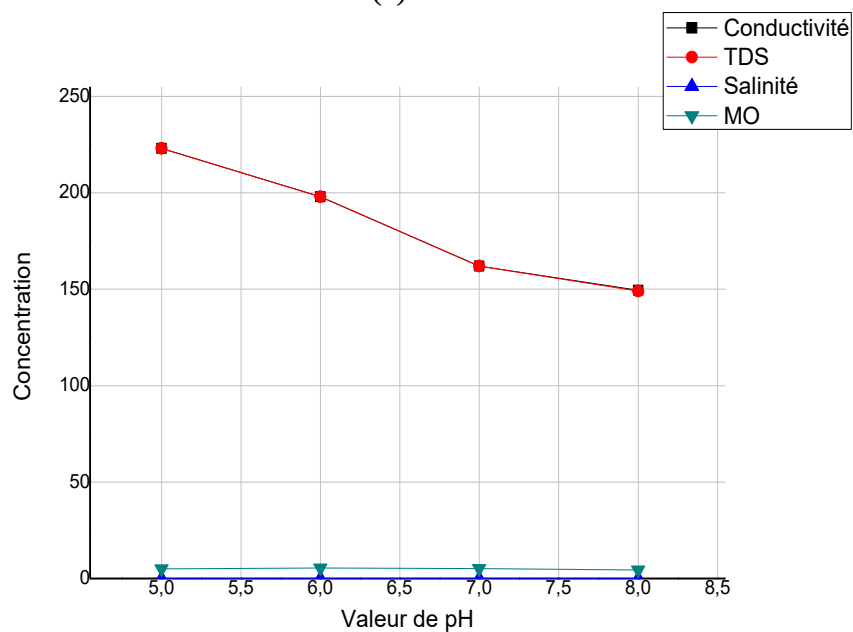
Tableau III.08. : Caractéristiques des effluents synthétiques à base de poudre de lait.

Paramètres	Unité	Valeurs mesurés
Dosage de poudre de lait	g/L	2.5
pH	-	6.9
Turbidité	NTU	2010
Conductivité	(μ S/cm)	160.9
TDS	mg/L	160
MO	ml	5.4
Salinité	%	0
DCO	mg/L	2470
DBO ₅	mg/L	1630
MES	mg/L	1560

Dans notre étude on vise de réduire le principalement la turbidité (et/ou certains autres paramètres) au maximum par l'utilisation des différents types de coagulant de nature minéral et organique. Pour obtenir le pH optimal pour le bon fonctionnement de chaque coagulant ainsi que sa dose optimale. Toutes les expériences effectuées sur le JAR TEST ont été réalisées au laboratoire de l'université Mohammed El-Bachir Ibrahim BBA par l'utilisation des effluents synthétique préparé dans l'eau distillée.



(a)



(b)

Figure III.06. : (a) variation de la turbidité, MES, DCO et DCOthéorique (b) la conductivité, salinité, TDS et le MO en fonction de la valeur de pH de l'effluent synthétique.

Pour ces tests les effluents synthétiques de lait montrent des valeurs proches en terme de turbidité, en moyen d'environ 1672 NTU, pour le pH = 5, pH = 6 et pour le pH = 7, par contre pour le pH = 08 la valeur de la turbidité de l'effluent synthétique a été mesuré à 1260 NTU. Pour la conductivité et les Taux Des Sels (TDS) on observe une réduction de 33% entre le pH = 05 et le pH = 08 avec un moyen de réduction de (12%) qu'avec 11%, 18% et 08% avec l'augmentation de la valeur de pH de 5 à pH = 08 successivement de la solution synthétique. Pour les valeurs de la matière organique (MO) et des matières en suspension (MES) la variation de la valeur du pH n'a aucune influence significative sur le changement de la valeur de ces deux paramètres, sauf pour la demande chimique en oxygène (DCO) on observe un légèrement changement de diminution d'ordre de 7.5% entre le pH = 05 et pH = 7, mais un changement de plus de 22% de réduction entre le pH = 05 et pH = 08. A la lumière de ces résultats initiaux de la caractérisation des effluents synthétiques à différentes valeurs de pH on peut dire que l'état de l'acidité et/ou de l'alcalinité de l'effluent à traiter à une influence significative et proportionnelle (augmentation de pH suivi par diminution) sur les valeurs de la turbidité, conductivité et de la DCO, mais sans changement proportionnelle sur les autres paramètres.

III.6. Les coagulants minéraux :

Deux types de coagulants minéraux tels que le $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ et le FeCl_3 ont été utilisés pour réduire la turbidité ainsi que l'amélioration des certains autres paramètres des effluents synthétiques laitières destinées au versement aux réseaux d'assainissement collectif.

L'effluent synthétique utilisé lors de cette étude est préparé à partir d'une poudre de lait de la même manière pour toutes les manipulations afin de garder les mêmes caractéristiques.

Pour les tests avec les coagulants minéraux, les résultats montrent qu'il y a plusieurs paramètres qui restent invariables et gardent pratiquement les mêmes valeurs pour l'effluent synthétique et lors des différents tests réalisés.

Parmi ces paramètres on cite le pH, MES, la salinité, la conductivité et la matière organique (MO). Par contre en remarque une légère variation au niveau de la concentration en turbidité.

Les expériences de Jar Test ont été réalisées en premier lieu sur le sulfate d'aluminium, puis sur le chlorure ferrique où la turbidité initiale été d'environ 1700 NTU respectivement.

III.6.1. Variation DOSE/pH :

Dans cette partie on va préciser l'influence de la dose du coagulant minérale sur le changement du pH du milieu selon la dose appliquée afin de prévoir une idée sur l'influence de la dose sur les valeurs de pH.

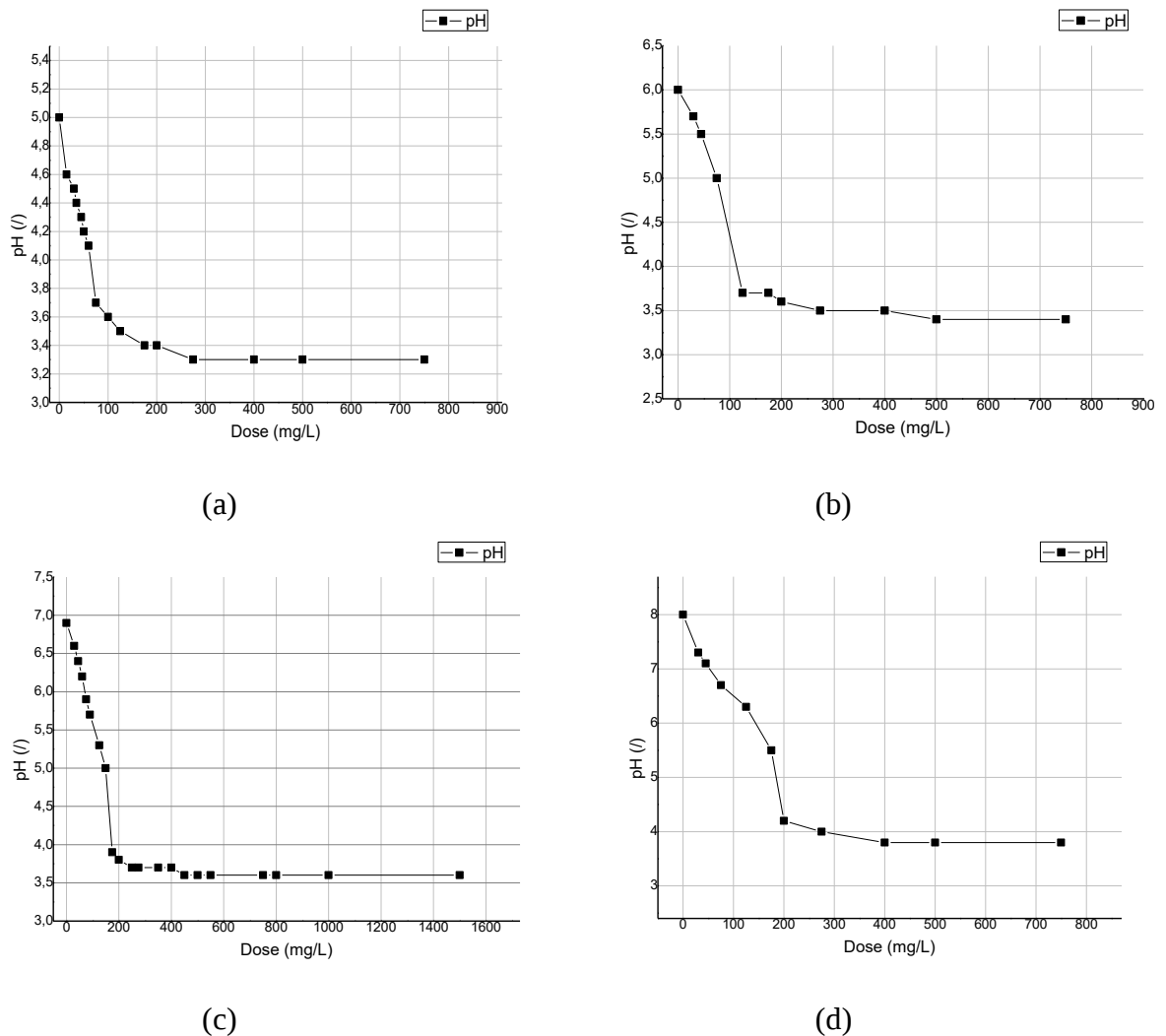
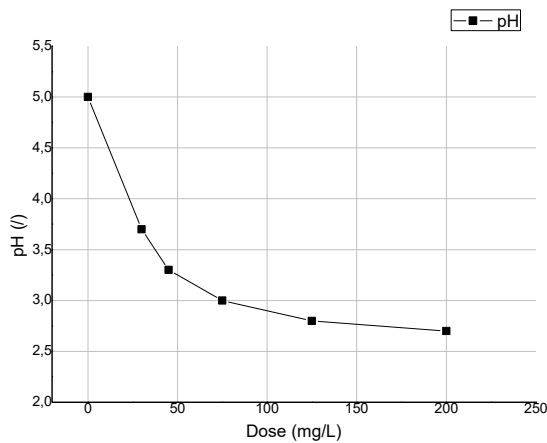
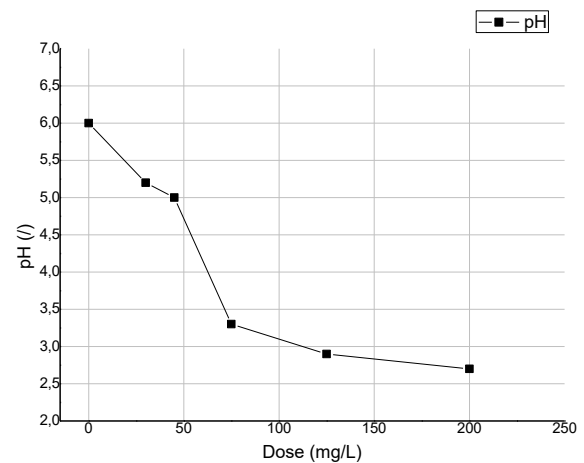


Figure III.07. : Variation du pH de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de **Sulfate d'aluminium** appliqué sur les tests de coagulation pour (a) pH=05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08.

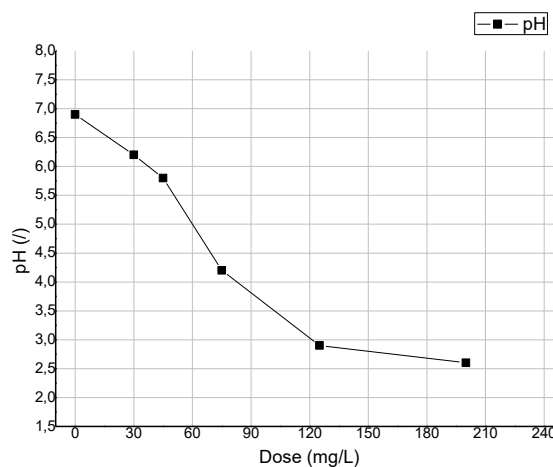
Pour les doses appliquées en sulfate d'aluminium et pour les quatre valeurs de pH initiale on observe des réductions de la valeur de pH proportionnelles à l'augmentation de la dose appliquée et ces pourcentages de diminution sont aussi fonction de la valeur de pH, sachant que si le pH initiale augmente le taux de réduction augmente avec les valeurs de 34%, 43.5%, 48% et 52.5% pour pH=5, 6, 7 et 8 successivement, cela s'explique pourquoi le pH toujours joue le rôle clé dans les tests de coagulation floculation et que ce paramètre est un paramètre primordiale qu'il faut toujours contrôler et optimiser.



(a)



(b)



(c)

Figure III.08. : Variation du pH de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de **chlorure ferrique** appliqué sur les tests de coagulation pour (a) le pH initial de 05, (b) pH = 06 et pH = 07.

Les chlorures ferriques ont aussi une influence significative et importante sur les valeurs de pH initiaux des effluents synthétiques, car ont réduire le pH de manière proportionnelle de la dose appliqué avec des taux croissant selon l'augmentation du pH initial de 46%, 55% et 62.5% pour le pH = 5, pH=06, et pour le pH=07. Les taux d'abattement de chlorure ferrique sont assez importants vis-à-vis les pourcentages obtenus par le sulfate d'aluminium, ce qui montre que le coagulant chlorure ferrique ont un pouvoir d'acidité plus important que les sulfate d'aluminium ceci qui demande donc un autre traitement important de neutralisation en fin de traitement.

La baisse des valeurs de pH après l'ajout du coagulants (sulfate d'argent et/u chlorure ferrique) à différents dose peut être s'expliquées par la formation d'hydroxyde métallique avec libération d'une certaine acidité (hydrolyse).

III.6.2. Variation DOSE/TURBIDITE :

La turbidité est tellement un paramètre plus important à contrôler lors de processus physico-chimique de coagulation/floculation, leur augmentation ou réduction est suivi au phénomène physique entre les particules et les colloïdes qui constituent l'effluent à traiter.

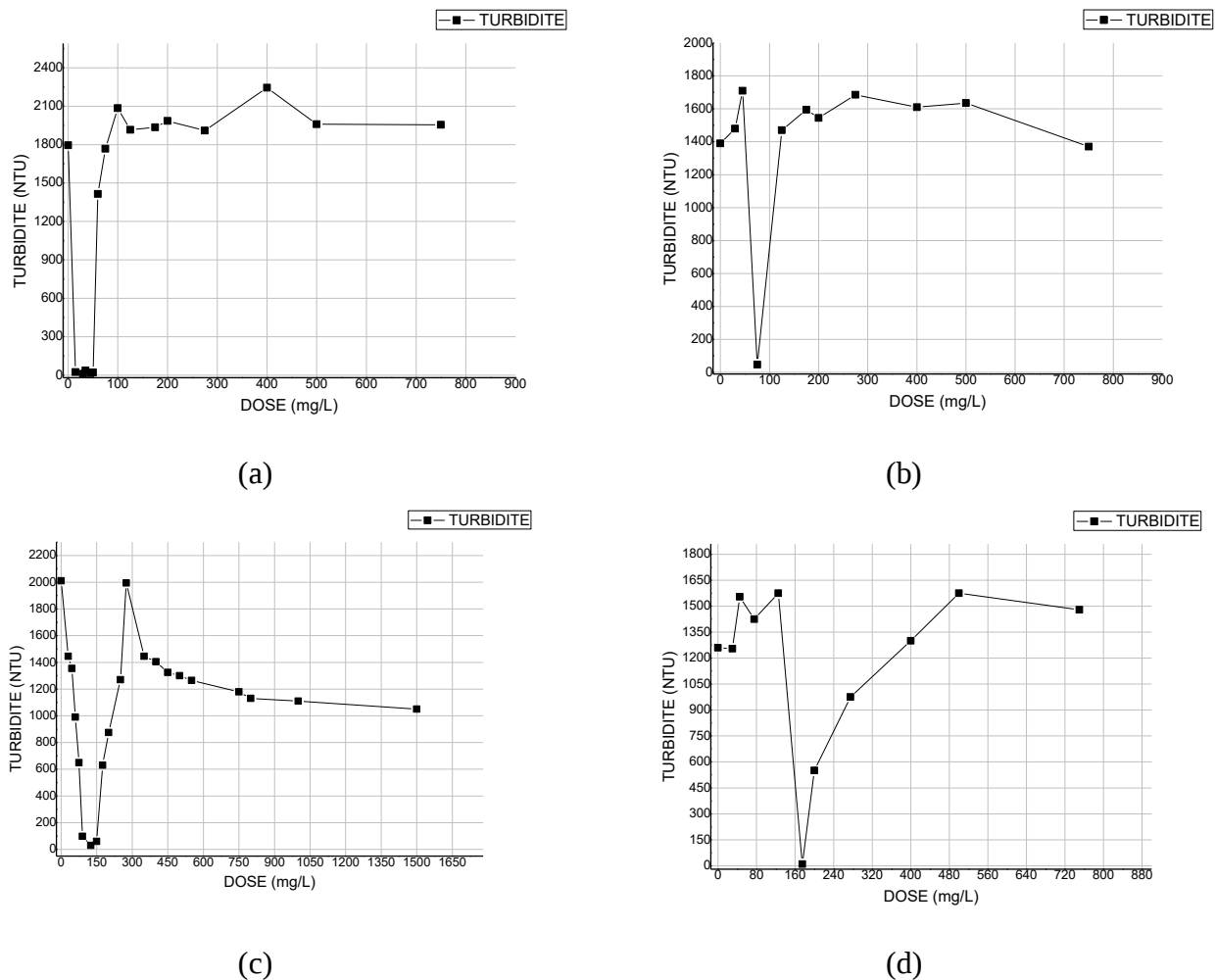


Figure III.09. : Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de **Sulfate d'aluminium** applique sur les tests de coagulation pour (a) pH=05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08.

Suivant les résultats expérimentaux obtenues, et vue au courbes tracés, pour le coagulant sulfate d'aluminium on remarque que :

- Une réduction de la turbidité à 10.4 NTU pour la dose de 30 mg/L à la valeur de pH = 05.
- Un abattement de la turbidité à 47.45 NTU pour la dose de 75 mg/L à un pH = 06.
- La turbidité est réduite à 30.55 NTU pour la dose de 125 mg/L à un pH = 7 environ.
- Et enfin, une meilleure valeur de turbidité, à 9.65 NTU, a été enregistrée pour la dose de 175 mg/L pour le pH = 8.

Pour le coagulant minérale chlorure ferrique, l'influence de la variation des doses sur les valeurs de la turbidité ont été regroupé dans ces figures.

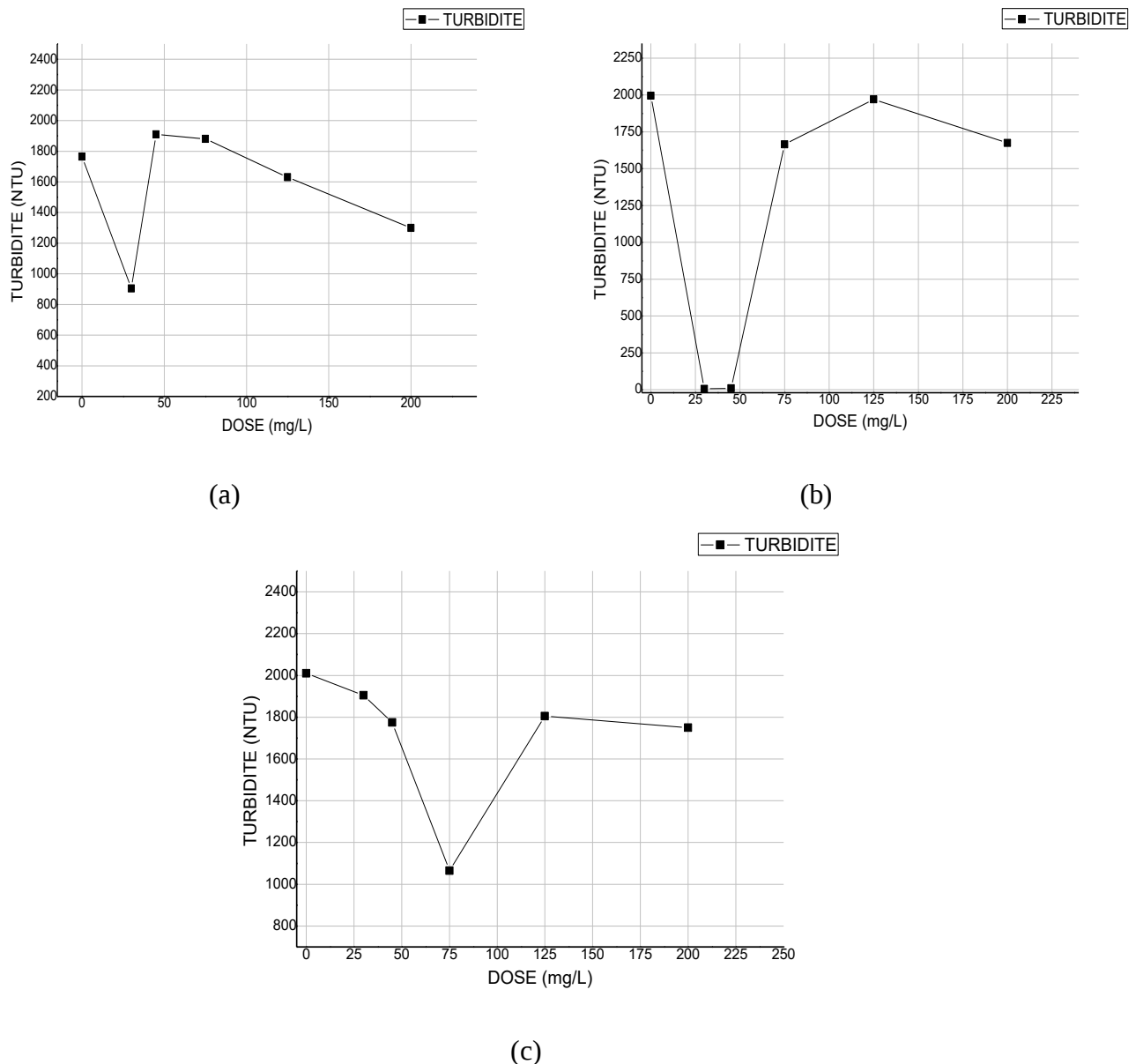


Figure III.10. : Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de **chlorure ferrique** applique sur les tests de coagulation pour (a) pH=05, (b) pH = 06 et pH = 07.

La turbidité, après l'ajout du coagulant minérale, chlorure ferrique, ont été réduit pour chaque valeur de pH comme suivant :

- 905 NTU à 30 mg/L et pour un pH = 5, ceci montre un taux d'abattement de 48.7%.
- 6.4 NTU à 30 mg/L et pour un pH = 6, qui représente un taux d'abattement de 99.7%.
- Et à une valeur de turbidité de 1065 NTU à 75 mg/L pour le pH = 7 avec un taux d'abattement ne dépasse pas : 47%

III.6.3. Variation TURBIDITE/pH :

Vu que les particules des coagulants minérales apportent aussi des charges positives ce qui contribue ainsi à la diminution des valeurs de pH, donc des corrélations entre les valeurs de pH et la turbidité est aura lieu dans ce processus.

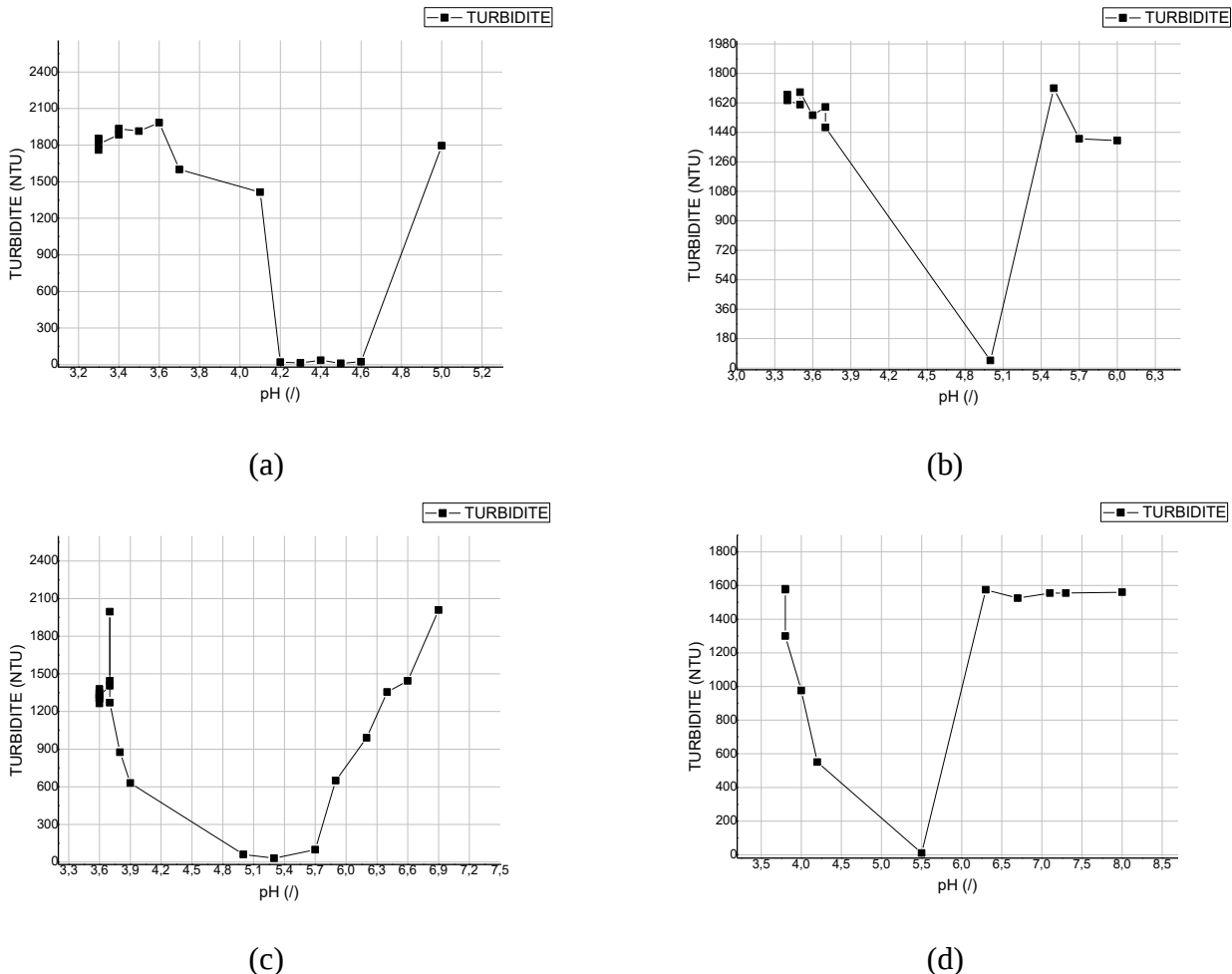
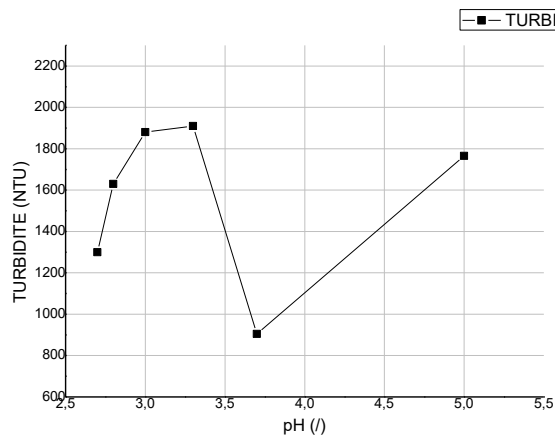
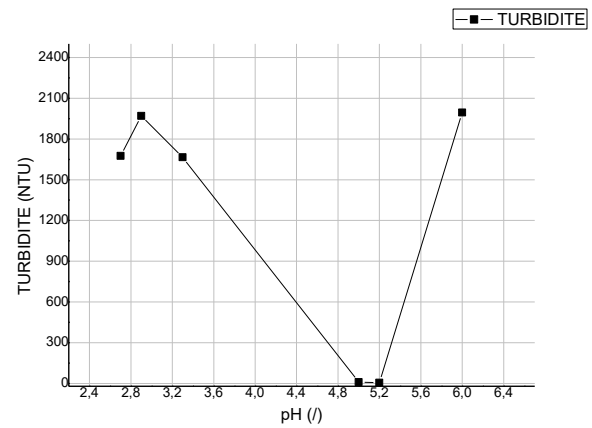


Figure III.11.: Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction du pH de la solution après l'injection des différentes dose en Sulfate d'aluminium pour (a) pH = 05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08.

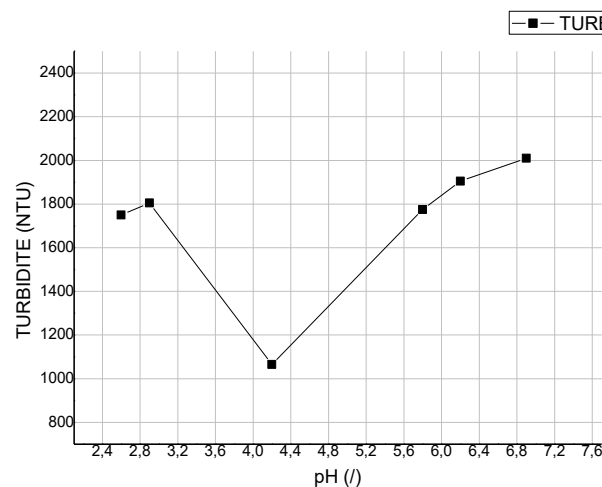
Pour les phénomènes de coagulation, il existe pour chaque type de coagulant et pour chaque type d'effluent à traiter, une plage déterminée, attribuée à la variable du pH pour laquelle se déroule plus rapidement la clarification. La turbidité après l'ajout du coagulant minérale, chlorure ferrique, a été réduit uniquement dans le pH = 6, comme montre les résultats de la variation de la turbidité selon le changement du pH du milieu dans ces figures.



(a)



(b)



(c)

Figure III.12. : Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction du pH de la solution après l'injection des différentes dose en chlorure ferrique pour (a) pH= 05, (b) pH = 06 et pH = 07.

Les doses des coagulants minéraux appliquées pour le sulfate d'aluminium sont variées entre 15 mg/L et 1500 mg/L, et pour le chlorure ferrique entre 30 mg/L et 200 mg/L.

La plage de pH étudié est variée entre 2.6 et 8 pour ces deux types de coagulants minéraux et pour l'effluent synthétique laitier dont les caractéristiques qu'ont déjà parler.

Pour le coagulant minérale, sulfate d'aluminium, tous les courbes de la turbidité en fonction des doses appliquées ont presque de la même allure, et ont été réalisées en gardant le même temps de décantation, d'environ 40 minutes, avant chaque mesure, sachant que les valeurs de la turbidité ont été diminuées :

- À 10.4 NTU pour la dose de 30 mg/L à pH initiale de la solution synthétique de 5, qui sera 4.5 après l'application de cette dose, donc avec un taux d'abattement de la turbidité de plus de 99.4 %.
- À 47.45 NTU pour la dose de 75 mg/L à pH initiale de la solution synthétique de 6, qui sera un pH = 5 après l'application de cette dose, donc avec un taux d'abattement de la turbidité d'environ 96.6 %.
- À 30.55 NTU pour la dose de 125 mg/L à pH initiale de la solution synthétique de 7, qui sera un pH = 5.3 après l'application de cette dose, donc avec un taux d'abattement de la turbidité d'environ 98.5 %.
- En fin, pour la solution qu'ayant un pH initiale ajusté à 8, on observe une meilleure valeur obtenue en turbidité de 9.65 NTU, proche à celle obtenue pour le pH = 05, mais ici après l'application de la dose de 175 mg/L, qui provoque une diminution de pH initiale à une valeur de 5.5 et à un même taux d'abattement de 99.4 % qui a été enregistré pour le pH 5.

Suivant ces résultats expérimentaux obtenues pour le coagulant minérale sulfate d'aluminium, et vue que le meilleur taux d'abattement est de 99.4% a été enregistré pour le pH = 5 et pour le pH = 8, on peut dire que le pH optimale pour une meilleure réduction de la turbidité des effluents laitière est le pH = 5, car à cette plage on applique une faible dose de coagulant minérale, par contre pour le pH = 8 et pour avoir le même taux d'abattement il faut applique une dose en coagulant allant jusqu'au 175 mg/L, de plus sans avoir une acidification importante du milieu.

Donc, pour un pH initial de la solution de 5, et à la dose de 30 mg/L en coagulant minérale, sulfate d'aluminium, qui permet une déstabilisation des particules colloïdales négativement chargées et qui présents dans l'effluent laitière à traiter, en neutralisant ces charges qui génèrent les forces de répulsion entre les colloïdes.

Alors, une dose optimale c'est la dose la plus petite qui permettent une meilleure réduction de la turbidité, donc, avoir un maximum des floccs et une très bonne séparation solide/liquide et une eau bien ne clarifier sans aucun cumule des coagulants dans le milieu.

Par conséquent, le coagulant minérale chlorure ferrique montre des valeurs ne sont pas intéressante pour le pH 5 et 7, car les valeurs de la turbidité, à cette plage, ne sont pas intéressantes, mais pour le pH = 06, on a noté une la meilleur valeur obtenue ne turbidité, 6.4 NTU avec un meilleur taux d'abattement allant jusqu'à 99.7% comme un meilleur rendement dans cette étude pour les effluents laitiers.

Pour les deux types de coagulant minérales, avec l'augmentation de la concentration du ces coagulant les valeurs de la turbidité continuent à augmenter après avoir les points des doses optimale, même si en arrivant à une dose de 1500 mg/L pour le sulfate d'aluminium et de 200 mg/L pour le chlorure ferrique, ce qui provoque des surdose en coagulant permettant des restabilisation des particules colloïdales et qui croit avec l'accroissement de la dose du coagulant, nous avons remarqué que les valeur de la turbidité, au bout de 40 minutes de décantation, obtenue après l'ajout de sulfate d'aluminium à une dose de 175 mg/L est de 9.6 NTU (99.2%) pour pH = 8 et de 10.4 NTU (99.4%) obtenue avec la dose de 30 mg/L pour le pH = 5, ce qui montre la dose optimale et le pH optimale, par contre après l'ajout de chlorure ferrique le pH optimale et pH = 6 et la dose optimale est de 30 mg/L, un taux de 99.7% pour notre effluent synthétique considéré.

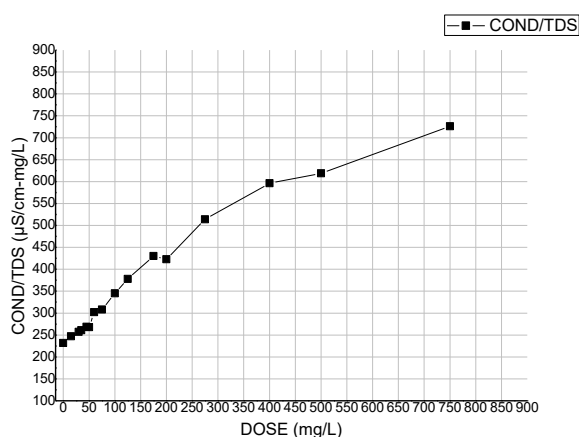
III.6.4. Variation des autres paramètres :

a- Pour le coagulant minérale sulfate d'aluminium :

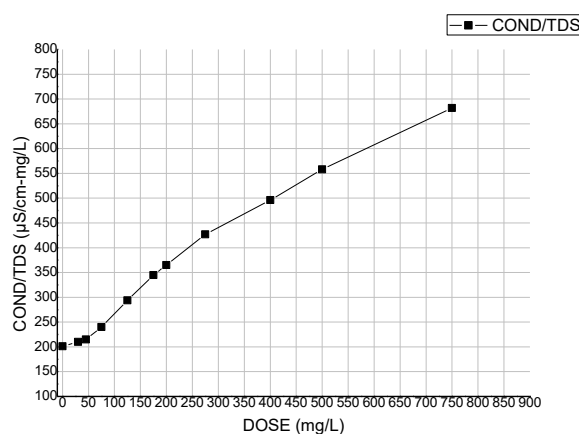
La variation des autres paramètres lors des tests de coagulation/floculation avec les deux coagulant minérale, le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique, ont été mesuré en titre de la vérification s'il y aura d'autres paramètre ont été influencé par ces deux coagulants d'une manière importante, à part la turbidité des effluents synthétique. Noté que les valeurs de MES ont été mesuré pour tous les tests de coagulation floculation, mais ces valeurs ne sont pas vraiment représentatives, car les valeurs obtenue pour les différentes doses sont distinctes et montre des fluctuations très importante, d'une coté et d'autre coté, fréquemment, ne montre aucun changement ni changement influence par certaine dose applique, ce qui explique pourquoi nous ne sommes pas mentionnées les valeurs de ces paramètres de nos résultats. Aussi, comme mentionné auparavant, les principaux sels responsables de la salinité de l'eau sont : Ca^{2+} , Mg^{+2} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} et les HCO_3^- . D'après les résultats expérimentaux obtenus les valeurs de la salinité restent généralement nulles et constantes pour tous les cas étudier, malgré l'augmentation du pH.

Concernant la conductivité et les TDS, on remarque que chaque augmentation de la dose de coagulant, de 15 mg/L à 1500 mg/L pour le sulfate d'aluminium et de 15 mg/L à 200 mg/L pour le chlorure ferrique, fait augmentée les valeurs de la conductivité et les TDS, avec des taux de 68%, 71% 81% et 75% pour le sulfate d'aluminium dans les pH = 5, 6, 7 et 8 successivement et presque 81% pour les pH = 5,6 et 7 après l'application des différentes doses de chlorure ferrique. Donc ces augmentations en conductivité et TDS provoquent des augmentations de la capacité de l'eau à conduire le courant.

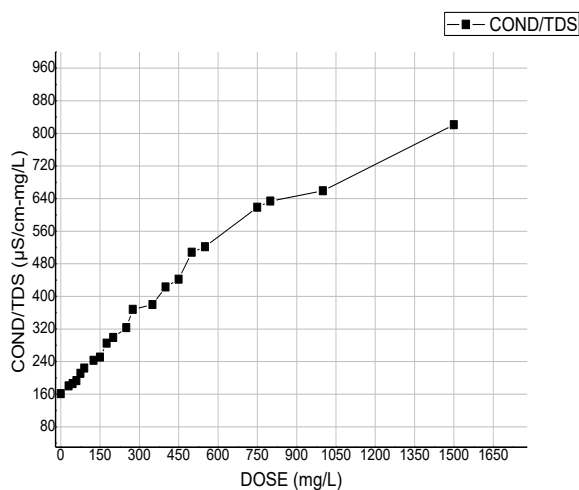
La variation de la charge polluante, mesuré en terme de MO et de DCO reste, solution après coagulation floculation en fonction des doses appliquées, on remarque que tous les courbes tracés ont presque la même allure, c'est-à-dire qu'il y a une simple diminution de la valeur de ces paramètres suivi par une augmentation de ces dernières lors de l'augmentation des doses en coagulant. Les diminutions enregistrées sont de l'ordre de 50 à 60 % pour les quatre valeurs de pH étudié, entre 5 et 8, pour le coagulant sulfate d'aluminium appliqué sur les valeurs de la MO et d'ordre de 80 à 90 % pour la DCO, mais pour le chlorure ferrique une diminution d'ordre de 62% a été enregistré pour le pH = 6, et 23% et 33 % pour les autres valeurs de pH : 5 et 7.



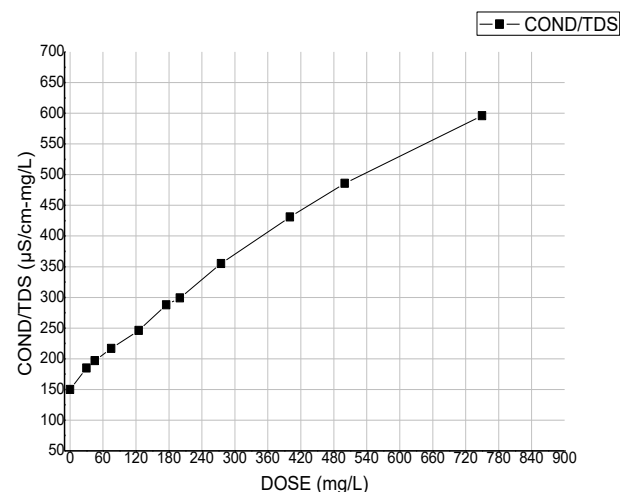
(a)



(b)

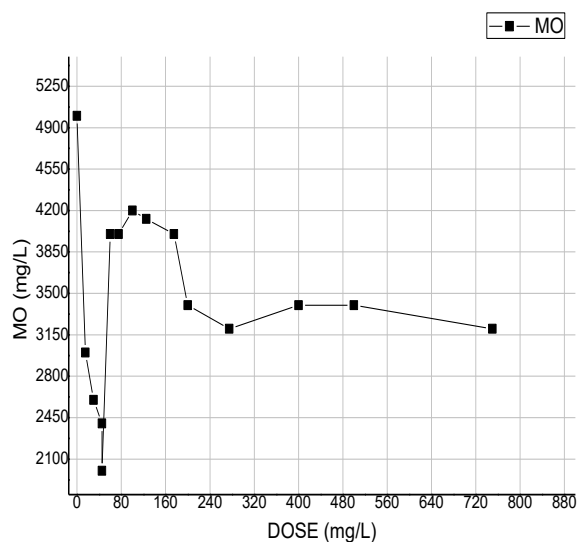


(c)

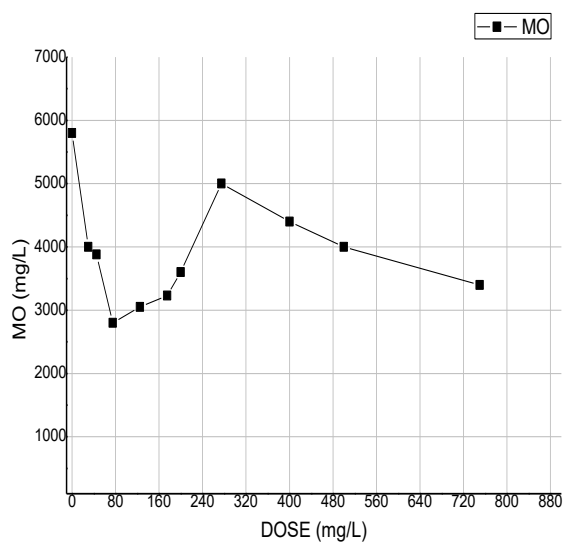


(d)

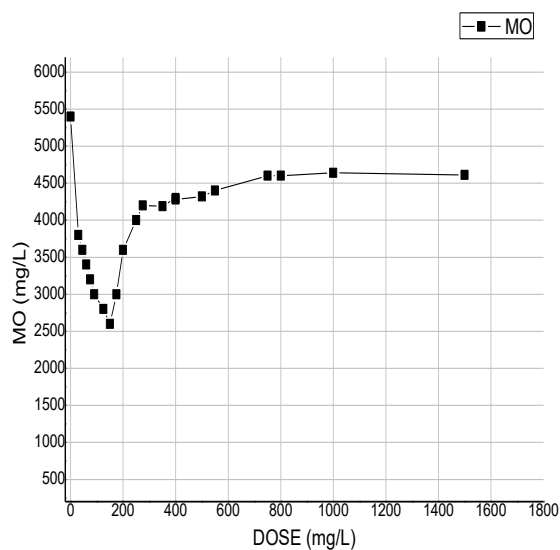
Figure III.13. : Variation de la Conductivité et les TDS de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant minérale Sulfate d'aluminium pour (a) le pH initial de 05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08.



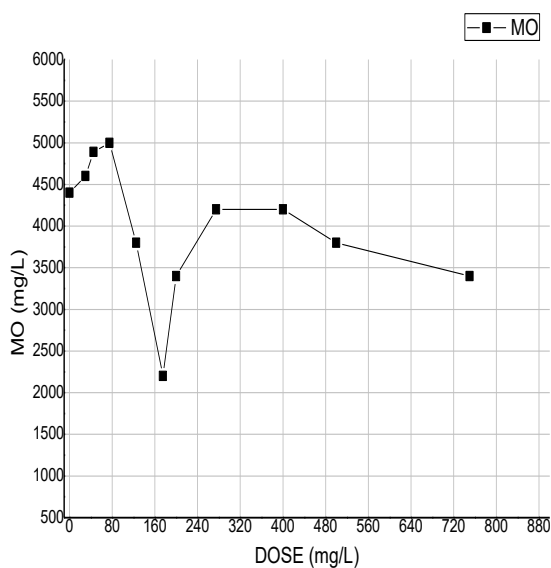
(a)



(b)

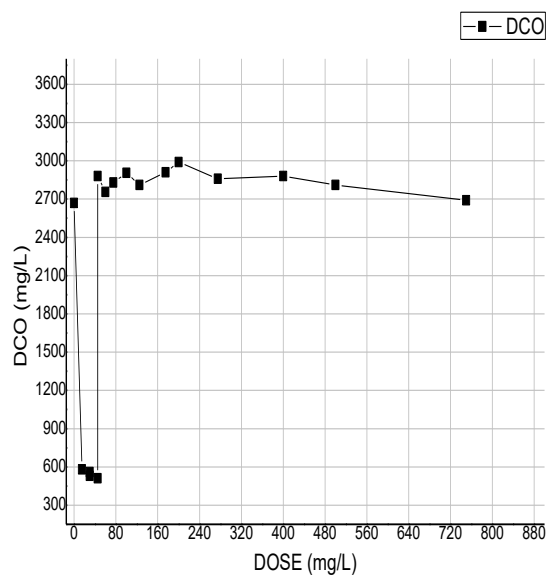


(c)

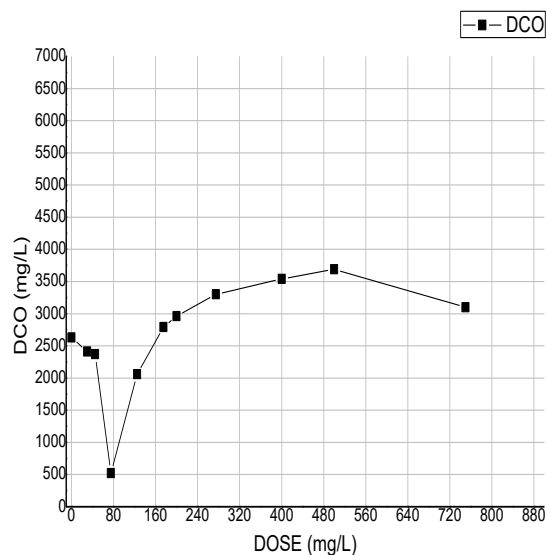


(d)

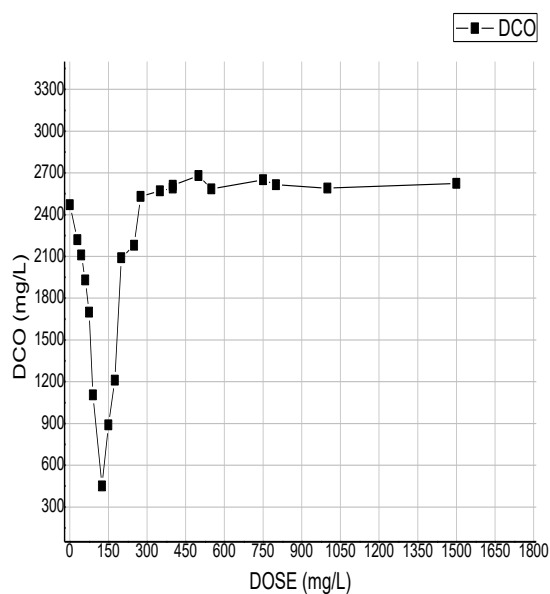
Figure III.14. : Variation de la Matière Organique (MO) de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant minérale Sulfate d'aluminium pour (a) pH = 05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08.



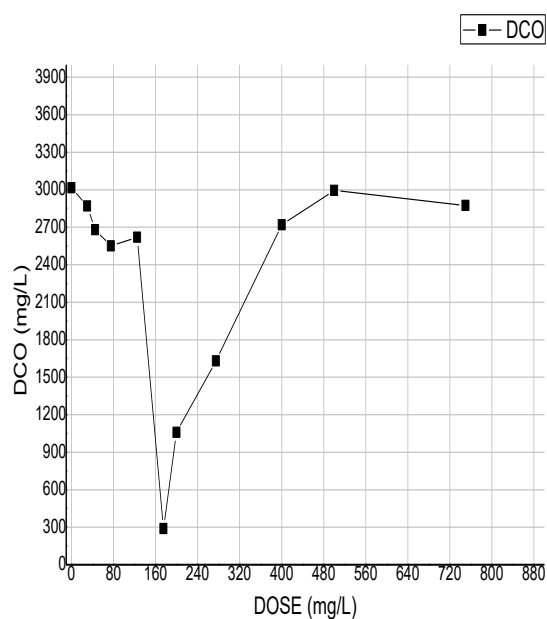
(a)



(b)

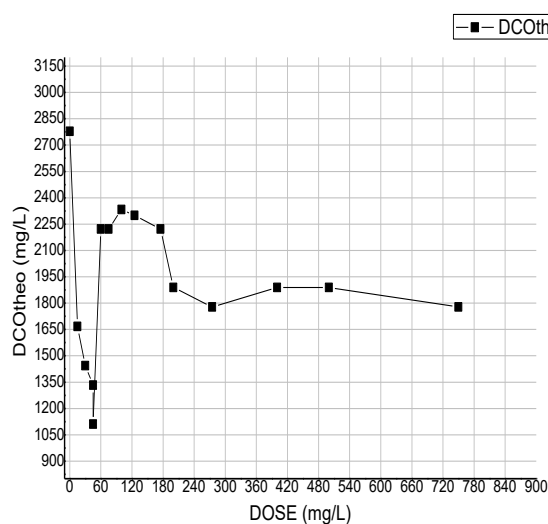


(c)

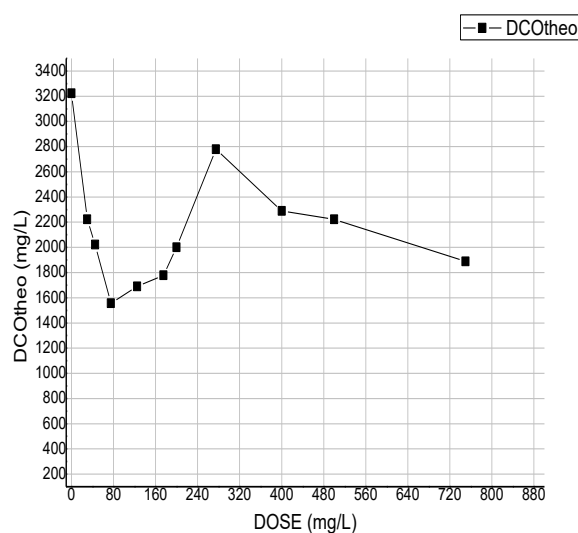


(d)

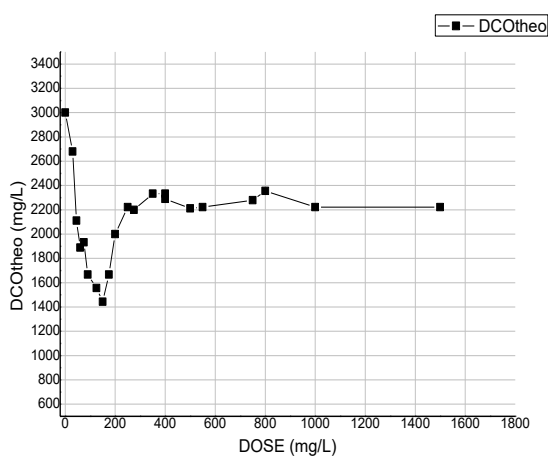
Figure III.15. : Variation de la concentration de DCO de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant minérale Sulfate d'aluminium pour (a) pH = 05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08.



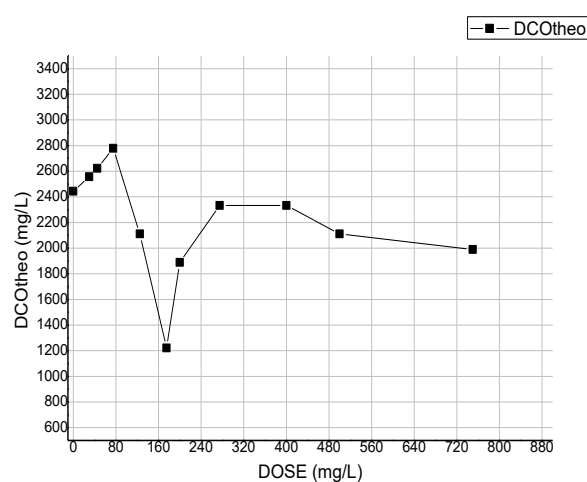
(a)



(b)



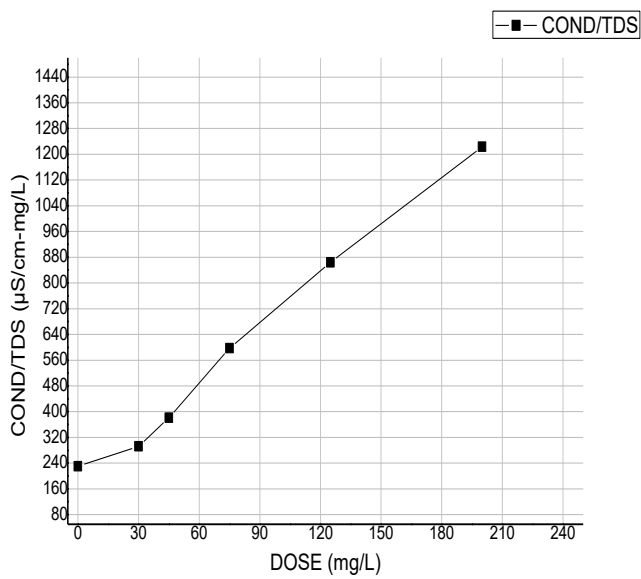
(c)



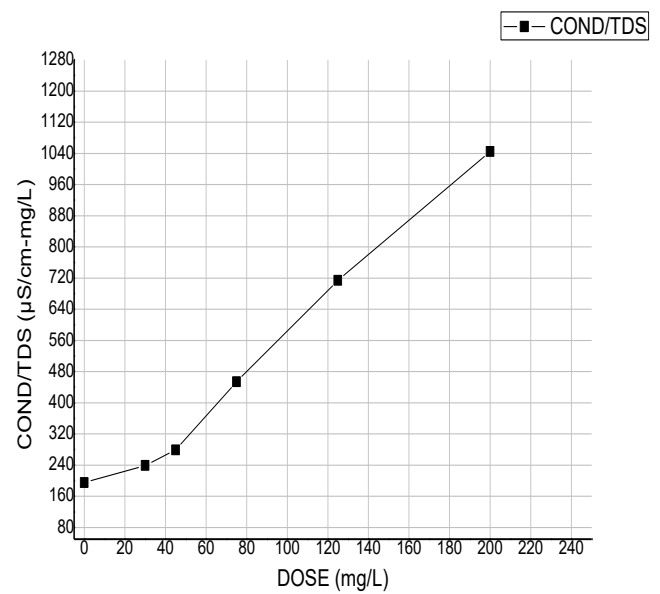
(d)

Figure III.16. : Variation de la concentration de DCO théorique (calculé à base de détermination de la matière organique) de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant minérale Sulfate d'aluminium pour (a) pH = 05 (b) pH = 06, (c) pH = 07 et (d) pH = 08.

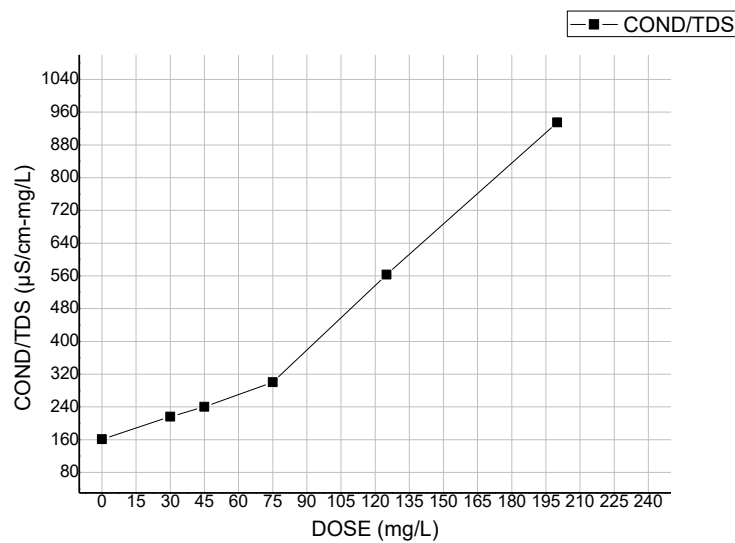
b- Pour le coagulant minérale le chlorure ferrique :



(a)

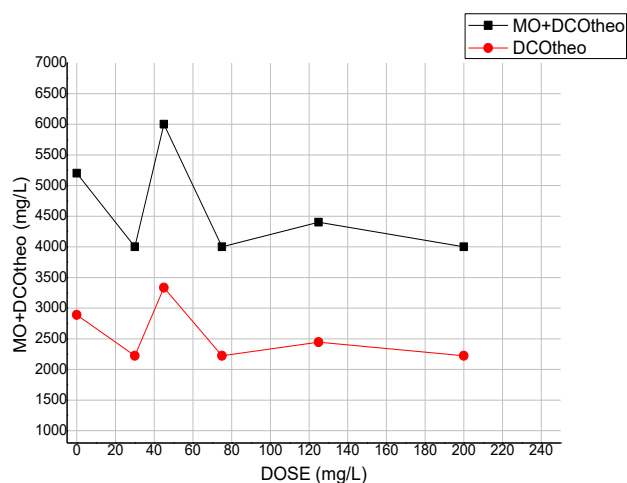


(b)

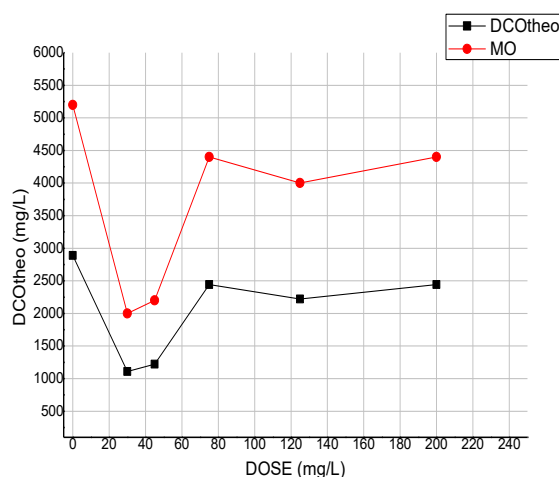


(c)

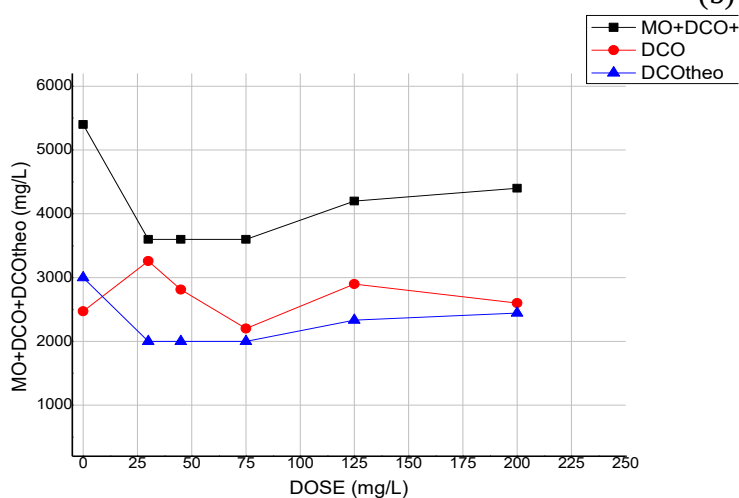
Figure III.17. : Variation de la Conductivité et les TDS de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différentes dose en chlorure ferrique injectées pour (a) pH = 05, (b) pH = 06 et (c) pH = 07.



(a)



(b)



(c)

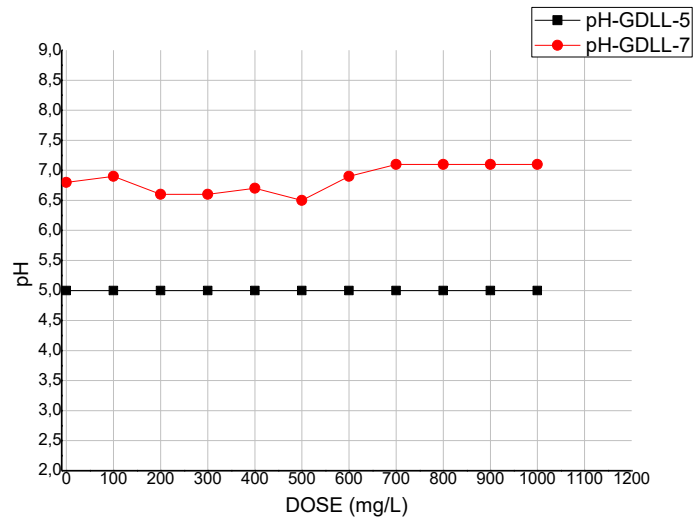
Figure III.18. : Variation de la concentration en MO (matière organique) et en DCOthéorique et DCO de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différentes dose en chlorure ferrique injectées pour (a) pH =05, (b) pH = 06 et pH = 07.

III.7. Les coagulants naturels :

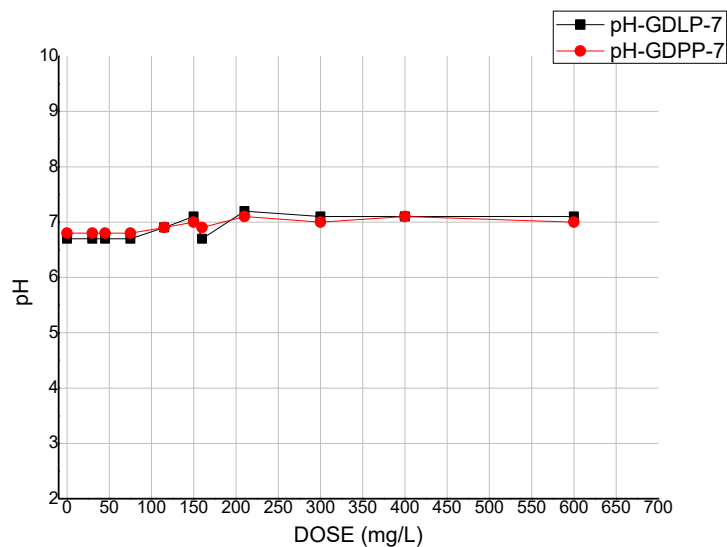
Dans cette étude, deux types de coagulant naturels ont été utilisés : les graines de lin et les graines de psyllium, sous différentes formes et avec différentes méthodes de traitement. Les différentes formes des coagulants préparées sont testées sur les effluents laitiers synthétiques, dans le but d'évaluer leurs efficacités dans le traitement des rejets des industries de fabrications des composés de lait, la détermination de la dose optimale du coagulant ainsi que le pH optimal pour chaque forme et type de coagulant utilisé. En passant par l'étude de la flexibilité d'application des coagulants naturels pour les faibles et les fortes turbidités. Les résultats obtenus sur les différentes caractéristiques de cette effluent vis-à-vis les différents coagulants et biocoagulant utilisés sont regroupés dans les tableaux et figures ci-après.

III.7.1. Variation DOSE/pH :

Pour les coagulants organiques, et comme pour les coagulants minéraux, l'influence des différentes doses en bio-coagulants appliquées sur le changement du pH du milieu sont présentés dans les figures ci-après. Il est reconnu que le pH influence les taux d'abattement de la pollution contenue dans les effluents laitiers, car ce type des eaux ayant un pH spécifique pour laquelle la coagulation a lieu rapidement. Plage qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'effluent à traiter.



(a) (b)



(c) (d)

Figure III.19. : Variation du pH de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de (a) Graines de Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de Lin Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=07.

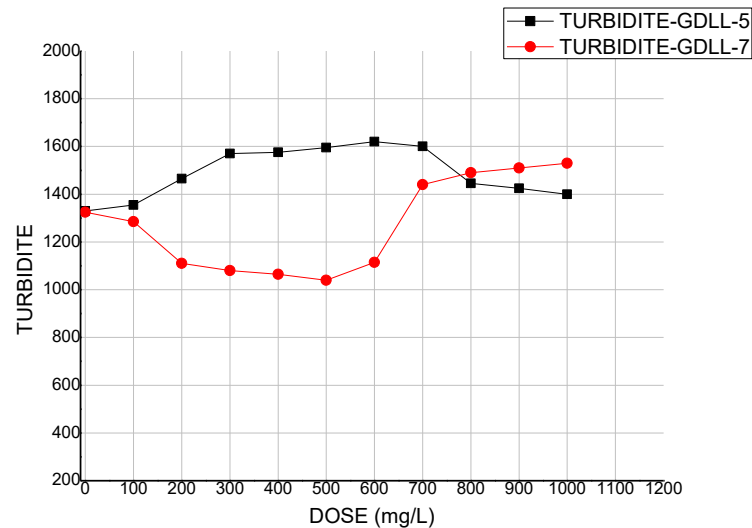
Selon les courbes représentés dans la figure II.19, la variation du pH de la solution de l'effluent laitière synthétique en fonction des doses au différents biocoagulant étudiés, les graines de lin sous forme de gel à pH = 5 et pH = 7, et les graines de lin et de psyllium sous forme poudre à pH = 07, montrent qu'ils n'y a pas des changements dans les valeurs de pH initiaux après l'application des différents doses de ces coagulant organique, ce qui aussi explique que ces biocoagulants ayant un pH proche au pH de l'effluent synthétique et n'a aucune pouvoir d'acidification ou d'alcalisation des milieu. Donc pour les biocoagulant étudiés, leurs surfaces sont chargées négativement ce qui est confirmé par le stockage des fonctions de surface et le taux des fonctions basiques sont proche à des fonctions acides donc l'attraction peut être n'a pas importante et ne favorise pas une bonne coagulation.

III.7.2. Variation DOSE/TURBIDITE :

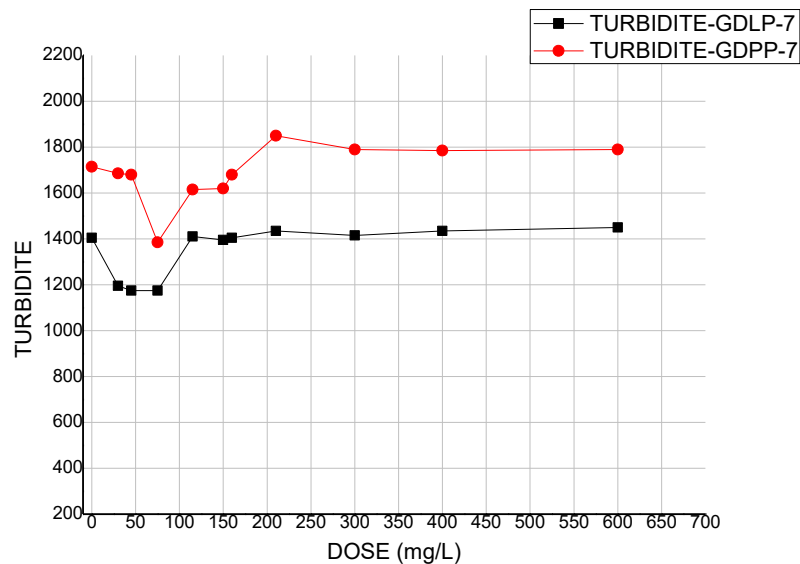
D'après les résultats obtenues et illustrées dans la figure III.20, pour la variation de la turbidité de l'effluent laitière synthétique en fonction de la dose de graines de lin liquide à pH = 5 et pH = 7, et les graines de lin et de psyllium poudre à pH = 7, on remarque qu'une augmentation de 22% de la turbidité en fonction des doses appliquées en graines de lin liquide surtout pour la dose de 600 mg/L, ce qui explique que la forme gel des grain de lin à ce pH = 5, provoque des déstabilisation des floes ce que illustré par des augmentations de la turbidité et de l'opacité de l'effluent à traité, par contre la même forme des graines de lin (gel), mais pour le pH = 7, montre une légère diminution de la turbidité du milieu, jusqu'au un taux d'abattement de 22% enregistré pour la dose de 500 mg/L, ce qui explique l'effet du pH sur le rendement d'abattement des différents paramètres à savoir la turbidité.

Donc la forme de biocoagulant graine de lin gel est à un effet un peu remarquables peut être pour le pH = 7, qui est seulement tests, et sans aucun effet sur les effluents de pH de caractère un peu acide = 5.

Pour les graines de lin et de psyllium poudre et à pH = 7, on observe aussi des légères modifications dans les valeurs de la turbidité avec un taux d'abattement de 20% à 75 mg/L pour les graines de lin et de 17% à la même dose de 75 mg/L pour les graines de psyllium, puis à partir de cette doses la turbidité pour les deux biocoagulant a été remonté de nouveau pour les autres doses et presque stabilise à des valeurs proches à celle de la turbidité initiale.



(a) (b)



(c) (d)

Figure III.20. : Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction de la dose de (a) Graines de Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de Lin Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=07.

A la lumière de ces résultats expérimentaux on peut conclure que sous la forme poudre de ces deux biocoagulants et à pH = 7, la dose optimale qui peut être permet un léger abattement de ma turbidité est enregistré pour la dose de 75 mg/L, et l'ajout des biocoagulant liquide réduit la turbidité pour le pH = 7 seulement, donc les doses ne semblent pas avoir un effet significatif sur le rendement d'élimination des matières colloïdales, vu au ces seules expérimentations réalisées.

III.7.3. Variation TURBIDITE/pH :

Le pH est un paramètre important pour le fonctionnement optimal de tel coagulant, donc la détermination de la valeur optimale de ce paramètre est nécessaire. Généralement il existe une relation très importante entre la turbidité et le pH de la solution à traiter, car les floccs sont des précipités d'hydroxydes de métaux, leur formation et leur stabilité dépendent la valeur du pH. Les doses de biocoagulants poudre/gel donnent les plus faibles valeurs de la turbidité.

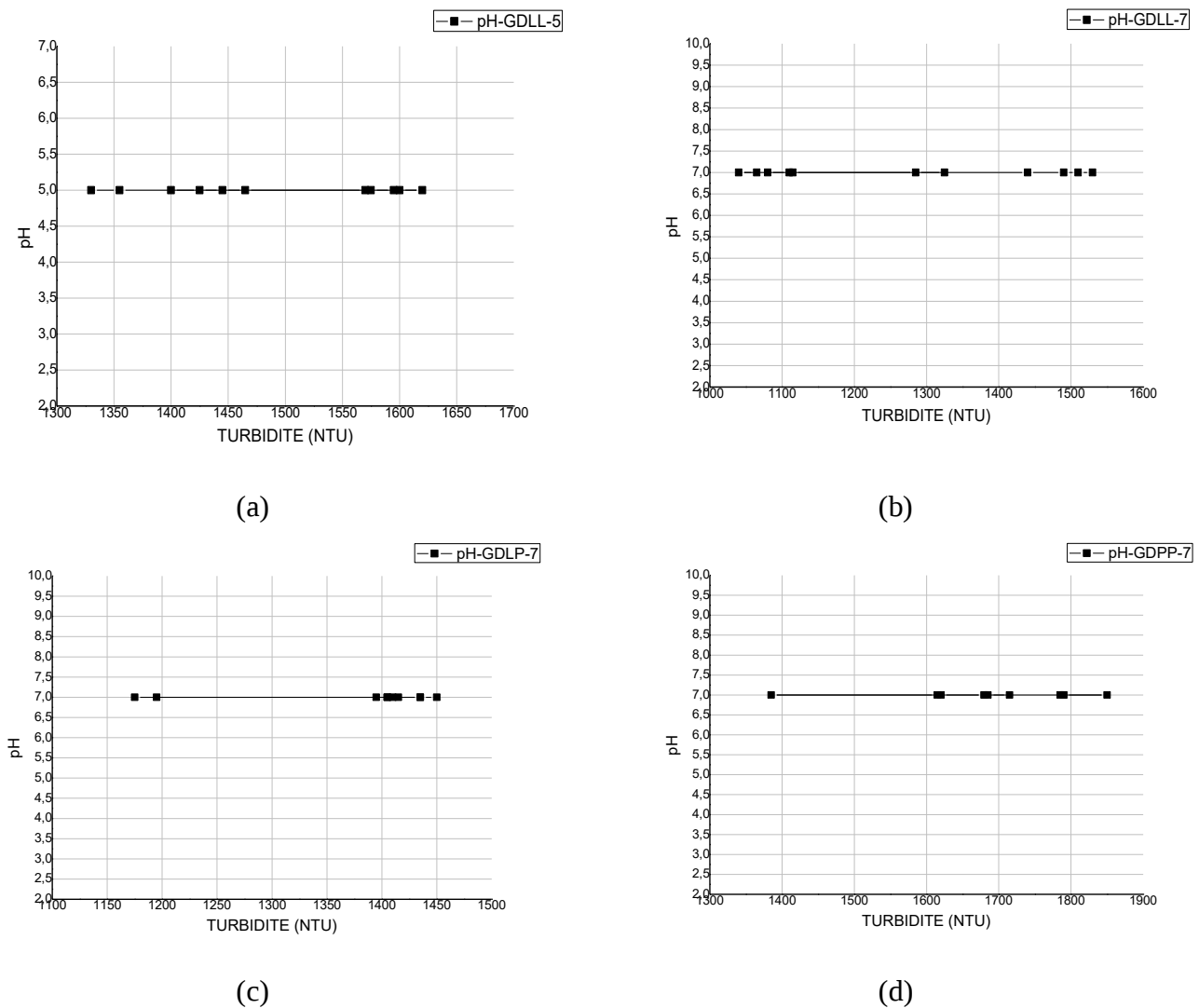


Figure III.21.: Variation de la turbidité de la solution de l'effluent synthétique en fonction du pH de la solution après l'injection des différentes dose en (a) Graines de Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de Lin Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=07.

Les courbes de pH en fonction de la turbidité mesurée ont la même allure pour tous les types de biocoagulant utilisés, il existe une certaines valeurs de pH optimal correspondant à une valeur de turbidité minimale pour chaque coagulant testé. Ces valeurs de pH optimal sont probablement dues à l'hydrolyse des coagulants qui conduit à la formation des séries de complexes

chimique dans l'eau. D'après les résultats obtenus on remarque des courbes presque invariables et que les valeurs de pH sont stables en fonction de l'augmentation de la turbidité et par conséquent un mauvais rendement de coagulation floculation une mauvaise séparation solide/liquide. Les valeurs inchangeables de pH, peuvent être dues à la faible concentration ajoutée en biocoagulant, ou à l'absence des charges ioniques dans la formule du biocoagulant utilisés.

III.7.4. Variation des autres paramètres :

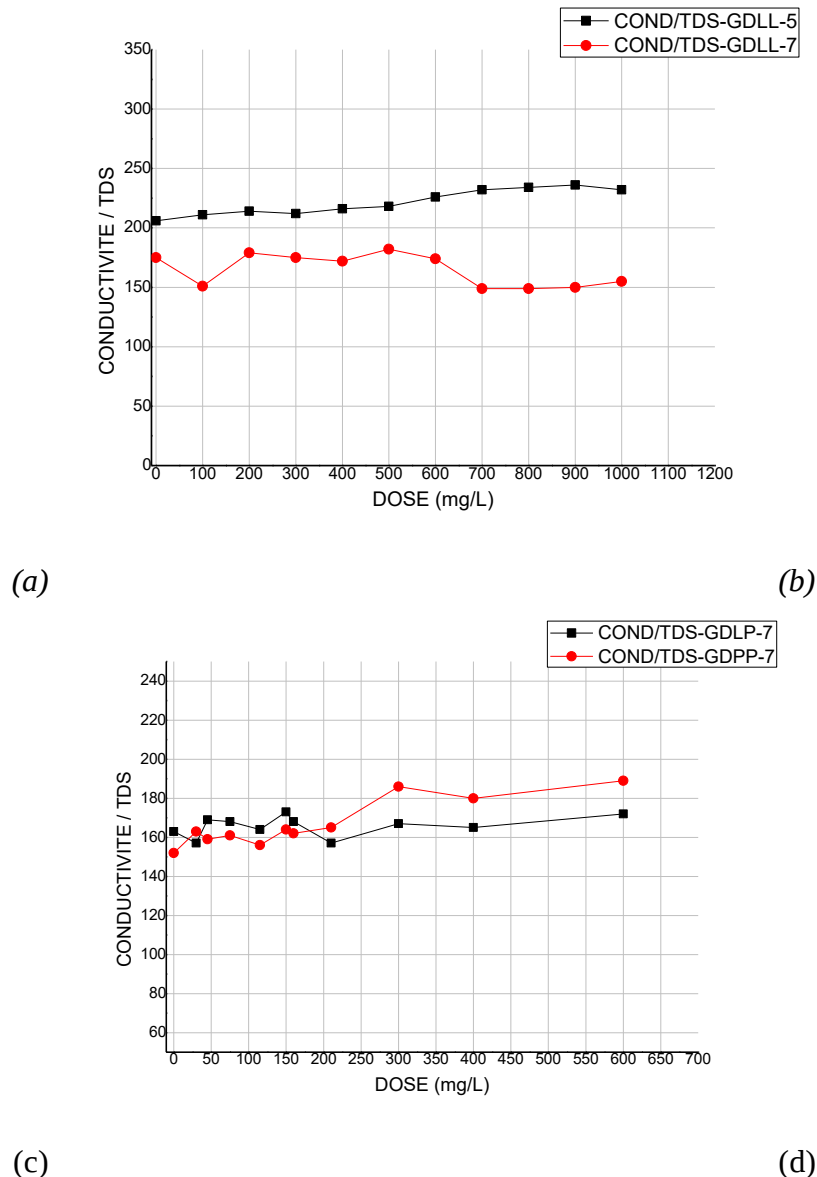
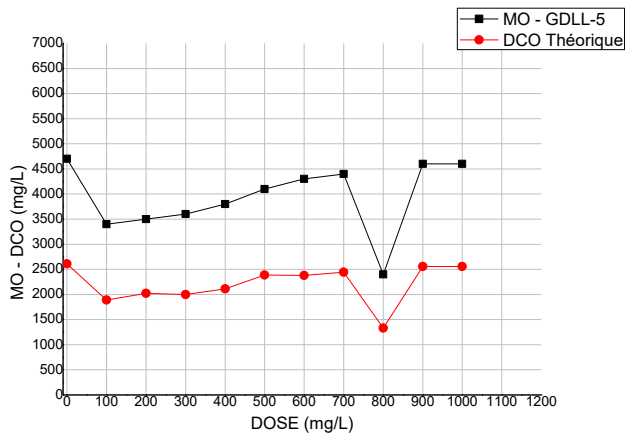
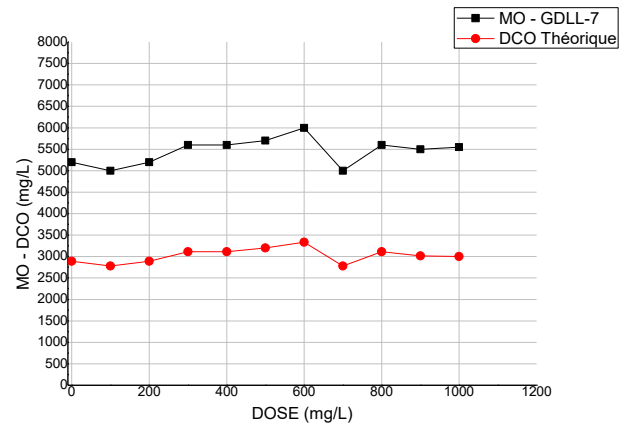


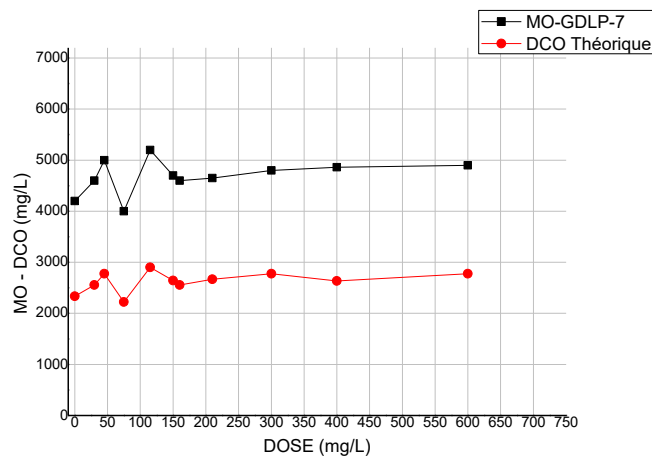
Figure III.22. : Variation de la Conductivité et les TDS de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant organique (a) Graines de Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de Lin Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=07.



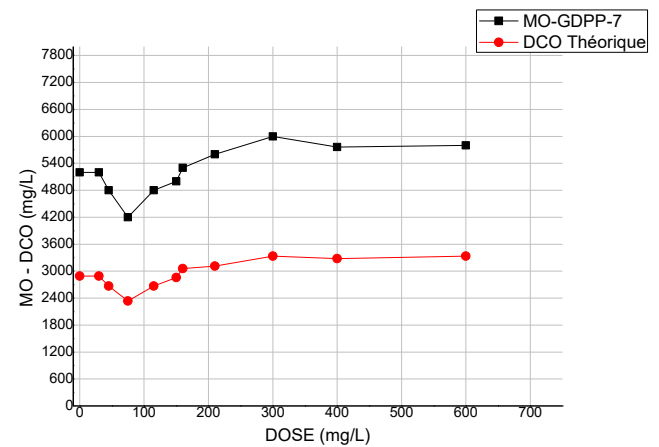
(a)



(b)



(c)



(d)

Figure III.23. : Variation de la Matière Organique (MO) de la solution de l'effluent synthétique en fonction des différents doses en coagulant organique (a) Graines de Lin Gel à pH=05 (b) Graines de Lin Gel à pH=07, (c) Graines de Lin Poudre à pH=07 et (d) Graines de Psyllium Poudre à pH=07.

Notant aussi que lors de l'étude de procédé de la coagulation floculation, par l'utilisation des coagulants organiques, la mesure de la salinité, conductivité et des TDS n'ont pas un vrai repère pour obtenir des informations pour juger la fiabilité du processus de traitement, mais son variation et/ou stabilisation peut nous informer sur le comportement des els dissous pendant le traitement. Sachant que, dans notre cas pour le coagulant naturelle graine de lin et de psyllium, il n'y a aucune variation dans ces paramètres, même pour la variation de la matière organique et de la DCO car leur changement est presque n allégeable vis-à-vis les doses appliquées.

Conclusion :

Le but de cette étude était d'examiner l'efficacité des graines de lin et les graines de psyllium en tant que coagulant organique et les sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique en tant que coagulant minérale sur la possibilité de traiter des effluents laitiers.

Toutes les expériences menées dans cette étude ont été réalisées sur une eau synthétique préparée à partir des poudres de lait, ces effluent synthétique reste encore une matrice complexe vue au multiple composants en concertation importantes dans leur composition, qui interagir et influence sur le déroulement de processus de coagulation floculation.

Globalement, les résultats et l'idée de cette étude pose plusieurs questions et perspectives et ouvre la porte pour d'autres prochaines recherches et études et d'aller vers d'autres procédés ou couplage de procédés afin d'améliorer le traitement en minimisant le cout et le temps.

Conclusion générale

L'étude réalisée dans le cadre de ce mémoire a permis de mettre en évidence la problématique environnementale posée par les effluents liquides issus de l'industrie laitière, qui présentent une charge polluante particulièrement élevée. Ces rejets, souvent non conformes aux normes environnementales algériennes, se caractérisent par une forte concentration en matière organique, une turbidité importante et une grande variabilité des paramètres physico-chimiques.

L'analyse des effluents bruts a révélé des valeurs moyennes de DCO atteignant 4500 mg/L, de DBO₅ dépassant 4700 mg/L, et des MES comprises entre 400 et 700 mg/L, traduisant une pollution organique majeure. La turbidité initiale, très élevée, dépassait 900 NTU, tandis que les matières grasses atteignaient des concentrations supérieures à 500 mg/L, soulignant la présence abondante de substances colloïdales et lipidiques. Les TDS (solides dissous totaux) variaient de 1250 à 1450 mg/L, indiquant une charge saline modérée à élever, accompagnée d'une conductivité électrique supérieure à 2,1 mS/cm, signe d'une forte teneur en ions dissous. Enfin, le pH, compris entre 6,2 et 7,8, reflétait un milieu légèrement acide à neutre, souvent propice au développement microbien.

Ces caractéristiques physico-chimiques confirment la nécessité de recourir à un traitement préalable efficace avant tout rejet dans le milieu naturel, afin de limiter les impacts sanitaires et écologiques de ces effluents.

L'approche bibliographique a permis de cerner les principales formes de pollution liées à ces effluents et d'identifier les procédés classiques de traitement : mécaniques, physico-chimiques, biologiques et complémentaires, tout en mettant en avant l'intérêt croissant porté aux solutions éco-compatibles, locales et à faible coût.

Sur le plan expérimental, le procédé de coagulation-floculation a été retenu pour son efficacité éprouvée dans la clarification des eaux usées. Les essais en « jar test » ont permis d'identifier les conditions opératoires optimales : agitation rapide à 160 tr/min pendant 3 minutes, suivie d'une agitation lente à 40 tr/min pendant 15 minutes, puis décantation statique durant 40 minutes. Ces conditions ont permis une séparation efficace des floes et une amélioration notable de la qualité de l'eau traitée.

Les coagulants chimiques utilisés, à savoir le chlorure ferrique (FeCl_3) et le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), ont présenté des performances remarquables. Le FeCl_3 , à pH 6 et à une

dose optimale de 30 mg/L, a permis une réduction de la turbidité de 99,7 %, ramenant la valeur résiduelle à 6,4 NTU. Le sulfate d'aluminium a atteint une efficacité de 99,2 % à pH 8, avec une amélioration notable des paramètres organiques. Ces traitements ont également permis une réduction de la DCO allant jusqu'à 70 %, de la DBO₅ de plus de 65 %, et des MES de près de 90 %, confirmant l'efficacité globale de la coagulation-floculation pour ce type d'effluents.

Dans une logique de durabilité, deux bio-coagulants naturels ont été évalués : le poudre et le gel des graines de lin et de psyllium. Utilisés à une dose de 0,6 mL pour 50 mL d'effluent, ils ont montré un potentiel intéressant. Les graines de lin ont permis une réduction de la turbidité de 86,7 % à pH 6, avec une bonne sédimentation des floes. L'extrait de *Plantago*, appliqué à pH 5, a atteint une efficacité maximale de 81,1 %, bien que les floes obtenus soient plus fins et nécessitent un temps de décantation plus long. Ces bio-coagulants ont aussi permis une réduction de la DCO de 40 à 55 % et une diminution des MES de 60 à 75 %, selon les conditions testées.

En fin, la coagulation-floculation apparaît comme une méthode simple, efficace et modulable pour le traitement des effluents laitiers. Si les coagulants chimiques assurent des performances élevées, les bio-coagulants offrent une alternative prometteuse, notamment dans un contexte de développement durable. Bien qu'un peu moins efficaces, leur origine naturelle, leur faible coût, leur biodégradabilité et leur accessibilité locale en font des solutions particulièrement adaptées aux contextes semi-industriels ou ruraux. Leur utilisation, seule ou en synergie avec de faibles doses de coagulants conventionnels, constitue une piste prometteuse pour la mise en place de filières de traitement durables, valorisant les ressources végétales disponibles en Algérie.

Références bibliographiques

- [01] Beltrán-Heredia, J., Sánchez-Martín, J., & Gómez-Muñoz, M. C. (2010). New coagulant agents from tannin extracts: Preliminary optimisation studies. *Chemical Engineering Journal*, 164(1), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.07.012>
- [02] Degremont. (2005). *Mémento technique de l'eau*. Degremont, France.
- [03] Bilba, K., Arsene, M. A., & Ouensanga, A. (2007). Study of banana and coconut fibers: Botanical composition, thermal degradation and textural observations. *Bioresource Technology*, 98(1), 58–68. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.025>
- [04] Alwi, H., et al. (2013). A preliminary study of banana stem juice as a plant-based coagulant for treatment of spent coolant wastewater. *Journal of Chemistry*, Article ID 165057. <https://doi.org/10.1155/2013/165057>
- [05] Fiessinger, F. (1979). Coagulation. *Liaison Cortambert*, 53, 32–37. (Communication présentée au congrès de l'AIDE, Kyoto, 1978)
- [06] Jadeau, L. (2009, 25 novembre). Panorama des déchets des industries agroalimentaires. 5e rencontre des Éco-industries.
- [07] Beaumont, S., Camard, J.-P., Lefranc, A., & Franconie, A. (2004). Réutilisation des eaux usées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France (Rapport ORS, 220 p.).
- [08] Allouane, A. (2005). Caractérisation d'une argile (bentonite) de la région de Maghnia pour l'adsorption du phénol [Thèse d'ingénieur, Université de Ouargla].
- [09] Chaib, I., & Koul, H. (2003). Contribution au dimensionnement d'une station d'épuration à Haoud El Hamra [Thèse d'ingénieur, Université Kasdi Merbah Ouargla].
- [10] Bouhada, M., & Zentar, S. (2006). Étude des caractéristiques physico-chimiques des eaux usées industrielles et impact sur la nappe phréatique de Oued Mzab [Thèse d'ingénieur, Université Kasdi Merbah Ouargla].
- [11] Dubakeur, A. (1990). L'eau : problème de santé publique. *Technique et Sciences*, 2, 14–16.
- [12] Desjardins, R. (1997). *Le traitement des eaux* (2e éd.). CEBEDOC.
- [13] Harlekas, F. (2008). Couplage des procédés membranaires aux techniques physico-chimiques ou biologiques pour le traitement des rejets textiles [Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Marrakech].
- [14] Ezzia, S. (2007). Traitement des eaux de rejets de l'unité Ceramit-Ténès [Mémoire de magistère, Université Hassiba Ben Bouali].
- [15] Worrall, F., et al. (2004). Quantum vs. topological description in the development of molecular models of groundwater pollution by pesticides. *Chemosphere*, 54, 585–596.
- [16] Edline, F. (1979). *L'épuration biologique des eaux résiduaires* (306 p.). Paris : CEBEDOC.
- [17] Torrijos, M., & Moletta, R. (s.d.). Impact environnemental de la filière laitière. *Techniques de l'Ingénieur*, F1500.
- [18] Oubacha, N. (2011). Décontamination des eaux contenant des colorants par des matériaux naturels et synthétiques [Mémoire de master, Université Mouloud Mammeri].
- [19] Boeglin, J.-C. (s.d.). Propriétés des eaux naturelles. *Techniques de l'ingénieur*, G1 110.
- [20] Rodier, J., Bazin, C., Chambon, P., et al. (1996). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer* (8e éd.). Dunod.
- [21] Benmessaoud, F. (2007). Qualité physico-chimique, métallique et bactériologique des eaux de l'estuaire du Bou Regreg [Thèse de doctorat d'État].
- [22] Rejesk, F. (2002). Analyse des eaux : aspects réglementaires et techniques. CRDP Aquitaine.
- [23] Institut national de santé publique du Québec. (2003). Turbidité dans les fiches synthèse sur l'eau potable et la santé humaine.
- [24] Ladjel, F. (s.d.). Exploitation d'une station d'épuration à boues activées. Centre CFMA-Boumerdès.

- [25] Gaid, A. (1984). Épuration biologique des eaux usées urbaines (Tome 1). Alger.
- [26] Gaujous, D. (1995). La pollution des milieux aquatiques. Lavoisier.
- [27] Tarmoul, F., & Sodi, M. (2007). Détermination de la pollution résiduelle d'une station d'épuration par lagunage naturel. *Tribune de l'eau*, 563(3), 27–32.
- [28] Rodier, J. (2009). L'analyse de l'eau (9e éd.). Dunod.
- [29] République française – Ministère de l'Emploi et de la Solidarité. (2002, mai). Service santé/environnement Île-de-France – DDASS.
- [30] Dégremont. (1978). Mémento technique de l'eau (8e éd.). Paris.
- [31] Rodier, J. (1996). L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer (7e éd.). Dunod.
- [32] Mémoire de l'industrie laitière du Québec. (1999, 10 novembre). Présenté au BAPE.
- [33] Environment Agency (UK), & Commission Européenne. (2000/2006). Meilleures techniques disponibles - Industrie agroalimentaire et laitière.
- [34] Journal Officiel de la République Algérienne. (2006). Décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006.
- [35] Castillo, S. (2005). Étude d'un procédé compact de traitement biologique des effluents laitiers [Thèse de doctorat].
- [36] Legube, B. (1996). Le traitement des eaux superficielles pour la production d'eau potable. Agence de l'eau Loire-Bretagne.
- [37] Donze, J.-J. (1988). Chimie organique : Colorants textiles. Techniques de l'ingénieur, K350.
- [38] Bonnin, J. (1977). Hydraulique urbaine (5e éd.). Eyrolles.
- [39] Comité Eau Secours! (2006, novembre). La pollution de l'eau.
- [40] Benzinia, C. (2003). Mémoire de fin d'études. Université de Tiaret.
- [41] Moletta, R. (s.d.). L'eau, sa pollution, et son traitement. Moletta Méthanisation, France.
- [42] Claude, C. (1999). Génie de l'environnement : Traitement des eaux. Paris.
- [43] Edeline, F. (1992). L'épuration physico-chimique des eaux : théorie & technologie (2e éd.). Paris, France : Lavoisier.
- [44] Desjardins, R. (1990). Le traitement des eaux (2e éd. revue). École Polytechnique de Montréal.
- [45] Degremont. (2005). Mémento technique de l'eau (10 e éd.). Lavoisier SAS.
- [46] Duan, J., & Gregory, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100–102, 475–502.
- [47] Ang, W. L., & Mohammad, A. W. (2020). State of the art and sustainability of natural coagulants in water and wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 20, 121267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121267>
- [48] Saleem, M., & Bachmann, R. T. (2018). A contemporary review on plant-based coagulants for applications in water treatment. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 72, 281–297. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2018.06.021>
- [49] Quinternet, D. (1985). Contribution à la caractérisation des floes (application à la floculation de suspension argileuse) (Thèse de doctorat). Institut National Polytechnique de Toulouse.
- [50] Nemerow, N. L. (2007). Removal of colloidal solids. In *Industrial Waste Treatment: Contemporary Practice and Vision for the Future* (pp. [pages]).
- [51] Cardot, C. (1999). *Les traitements de l'eau : procédés physico-chimiques et biologiques*. Ellipses.
- [52] Valiron, F. (1989). *Gestion des eaux : alimentation en eau – assainissement*. Presses de l'École Nationale des Ponts et Chaussées.
- [53] Buffle, J., Altmann, R. S., Fillella, M., & Tessier, A. (1990). Complexation by natural heterogeneous compounds: Site occupation distribution functions, a normalized description of metal complexation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54, 1535–1553.

- [54] Degremont. (1989). *Mémento technique de l'eau*, Technique et documentation, tome 1, pp. 5, 24–25.
- [55] Lartiges, B. S., Bottero, J. Y., Derrendinger, L. S., Humbert, B., Tekely, P., & Suty, H. (année). Flocculation. [Source complète manquante].
- [56] Dickinson, E., & Eriksson, L. (1991). Particle flocculation by adsorbing polymers. *Advances in Colloid and Interface Science*, 34, 1–29.
- [57] Derjaguin, B. V., & Landau, D. (1941). [Titre de l'article]. *Acta Physicochimica URSS*, 733.
- [58] Hunter, R. J. (1981). *Zeta potential in colloid science: Principles and applications*. Academic Press.
- [59] Citeau, L. (2004). Étude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires des sols contaminés (Rapport/unité de science du sol). Versailles et INA-PG.
- [60] Vladimir, C. R. (2009). Transport de colloïdes en milieu poreux : étude expérimentale (Thèse de doctorat). Université de Bordeaux I.
- [61] Benefield, L. O., Judkins, J. F., & Weand, B. L. (1982). *Process chemistry for water and wastewater treatment*. Prentice-Hall.
- [62] Vigouret, J. (1985). Le potentiel zêta et son application dans le domaine de l'eau potable. *TSM*, pp. 91, 95.
- [63] Fiessinger, F. (1976). La coagulation : errements anciens et nouveaux. *TSM*, pp. 147–162.
- [64] Ndabigengesere, A., & Narasiah, K. S. (1998). Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds. *Water Research*, 32(3), 781–791.
- [65] Bratby, J. (1980). *Coagulation and flocculation: With an emphasis on water and wastewater treatment*. Croydon, UK: Uplands Press.
- [66] Desjardins, C. (1999). *Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (Actiflo) à l'aide d'une procédure modifiée de jar test* (Mémoire de maîtrise). École Polytechnique de Montréal.
- [67] Ruehrwein, R. A., & Ward, D. W. (1952). Mechanism of clay aggregation by polyelectrolytes. *Soil Science*, 73, 485–492.
- [68] LaMer, V. K., & Healy, T. W. (1963). Adsorption-flocculation reactions of macromolecules at the solid-liquid interface. *Pure and Applied Chemistry*, 13, 112–113.
- [69] Lengo, K. M. (1994). Effets comparés de divers coagulants sur l'enlèvement de la matière organique des eaux à potabiliser - influence de la préhydrolyse (Mémoire de maîtrise). Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal.
- [70] Teramoto, T. (1993). *Deep ocean circulation: Physical and chemical aspects*. Amsterdam, Netherlands: Elsevier.
- [71] Julien, R. (1983). Étude de la coagulation-flocculation-décantation d'une eau colorée froide de faible alcalinité (Mémoire de maîtrise). Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal.
- [72] Lind, C. (1994, octobre). Coagulation control and optimization: Part 1. *Public Works*.
- [73] Lind, C. (1994, novembre). Coagulation control and optimization: Part 2. *Public Works*.
- [74] Gallard, H., & von Gunten, U. (2002). Chlorination of natural organic matter: Kinetics of chlorination and of THM formation. *Water Research*, 36, 65–74. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00226-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00226-1)
- [75] Camp, T. R., Rost, D. K., & Bhosta, B. V. (1940). Effects of temperature on the rate of floc formation. *Journal of the American Water Works Association*, 32(8), 893–901.
- [76] Van Benschoten, S. E., & Edzwald, S. K. (1990). Chemical aspects of coagulation using aluminum salts—1. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. *Water Research*, 24(12), 1519–1526. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90035-F](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90035-F)
- [77] Hanson, A. T., & Cleasby, I. L. (1990). The effects of temperature on turbulent flocculation: Fluid dynamics and chemistry. *Journal of the American Water Works Association*, 82(5), 56–73.
- [78] Van Benschoten, J. E., Edzwald, J. K., & Rahman, M. A. (1992). Effects of temperature and pH on residual aluminium for alum and polyaluminium coagulants. *Water Supply*, 10(1), 49–54.

- [79] Kang, L. S., & Cleasby, J. L. (1995). Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant. *Journal of Environmental Engineering*, 121(12), 893–901. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1995\)121:12\(893\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1995)121:12(893))
- [80] La Mer, V. K., & Healy, T. W. (1963). The role of filtration in investigating flocculation and redispersion of colloidal dispersions. *Journal of Physical Chemistry*, 67(12), 2417–2420.
- [81] Hogg, R. (2000). Flocculation and dewatering. *International Journal of Mineral Processing*, 58(3), 223–236. [https://doi.org/10.1016/S0301-7516\(99\)00033-5](https://doi.org/10.1016/S0301-7516(99)00033-5)
- [82] Buffle, J., Wilkinson, K. J., Fillella, M., & Zang, J. (1998). A generalized description of aquatic colloidal interactions: The three-colloidal component approach. *Environmental Science & Technology*, 32(19), 2887–2899. <https://doi.org/10.1021/es980068j>
- [83] Lakhdari Bouazza. (2011). *Effet de la coagulation-floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz* (Mémoire de Magister). Département de chimie, Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen.
- [84] Pattabi, S., Ramasami, K., Selvam, K., & Swaminathan. (2000). Influence of polyelectrolytes on sewage water treatment using inorganic coagulants. *Indian Journal of Environmental Protection*, 20, 499–507.
- [85] Hunter, R. J. (2002). *Zeta potential in colloid science: Principles and applications*. In R. H. Ottewill & R. L. Rowell (Eds.), Academic Press.
- [86] Mejia, A., & Cisneros, B. (2000). Particle size distribution (PSD) obtained from an advanced primary treatment process using different coagulants. In *Chemical Water and Waste-water Treatment VI, Proc. Gothenburg Symposium* (9th), 257–268.
- [87] Kettab, A. (1993). *Traitement des eaux, les eaux potables*. Edition O.P.U.
- [88] Tardat-Henry, M. (1989). Évolution des dérivés de l'aluminium utilisés comme agents de coagulants. *Sciences et Techniques de l'Eau*, 2, 297–304.
- [89] Hund, T. R., & O'Melia, C. R. (1988). Aluminium-fulvic acid interactions: Mechanisms and applications. *Journal of the American Water Works Association*, 80(4), 176–186.
- [90] Ndabigengesere, A., & Narasiah, K. S. (1998). Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds. *Water Research*, 32(3), 781–791. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00346-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00346-1)
- [91] Jahn, S. A. A. (1981). *Traditional water purification in developing countries: Existing methods and potential application* (Manual 117). Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn.
- [92] Jahn, S. A. A. (1988). Using Moringa seeds as coagulants in developing countries. *Journal of the American Water Works Association*, 90(1), 43–50.
- [93] Jahn, S. A. A., & Dirar, H. (1979). Studies on natural water coagulants in the Sudan, with special reference to Moringa oleifera seeds. *Water SA*, 5(2), 90–106.
- [94] Zhang, J., Fang, Z., Luo, Y., & Yang, H. (2006). A preliminary study on cactus as coagulant in water treatment. *Process Biochemistry*, 41(3), 730–733. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.11.017>
- [95] Shilpa, B. S., et al. (2012). Evaluation of cactus and hyacinth bean peels as natural coagulants. *International Journal of Chemical and Environmental Engineering*, 3(3).
- [96] Devrimci, H. A. (2012). Algal alginate: A potential coagulant for drinking water treatment. *Desalination*, 299, 16–21. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.04.015>
- [97] Šciban, M., et al. (2009). Removal of water turbidity by natural coagulants obtained from chestnut and acorn. *Bioresource Technology*, 100(15), 6639–6643. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.011>
- [98] Šciban, M., & Antov, M. (2006). Extraction and partial purification of coagulation active components from common bean seed. *Acta Periodica Technologica*, 37, 37–43.

- [99] Muthuraman, G., & Sasikala, S. (2014). Removal of turbidity from drinking water using natural coagulants. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20(4), 1727–1731. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2013.12.014>
- [100] Choubey, S., et al. (2012). Comparison of efficiency of some natural coagulants. *Bioremediation*, 2(10), ISSN 2250-2459.
- [101] Babu, R., & Chaudhuri, M. (2005). Home water treatment by direct filtration with natural coagulant. *Journal of Water and Health*, 3(1), 27–30. <https://doi.org/10.2166/wh.2005.0004>
- [102] Abidin, Z. Z., et al. (2013). Optimisation of a method to extract the active coagulant agent from *Jatropha curcas* seeds for use in turbidity removal. *Industrial Crops and Products*, 41, 319–323. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2012.04.047>
- [103] Beaudry, J. P. (1984). *Traitement des eaux*. Édition de Griffon d'argile.
- [104] Ndabigengesere, A., Narasiah, K. S., & Talbot, B. G. (1995). Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera*. *Water Research*, 29(2), 703–710. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00280-U](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00280-U)
- [105] Abid, A., Zouhri, A., & Ider, A. (2009). Utilisation d'un nouveau biofloculant extrait de cactus marocain dans le traitement des rejets chargés de chrome (VI) par le procédé de coagulation floculation. *Afrique Science*, 5(3), 25–35. ISSN 1813-548X.
- [106] Semerjian, L., & Ayoub, G. M. (2003). High-pH–magnesium coagulation–flocculation in wastewater treatment. *Advances in Environmental Research*, 7(4), 389–403. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(02\)00044-9](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00044-9)
- [107] Cui, W., Mazza, G., & Biliaderis, C. G. (1994). Chemical structure, molecular size distributions, and rheological properties of flaxseed gum. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 42(8), 1891–1895. <https://doi.org/10.1021/jf00044a017>

Annexes

I. Présentation de la zone d'étude :

I.1. Localisation géographique :

La laiterie de Medjana, connue sous le nom commercial Miyo, est située dans la commune de Medjana, dans la wilaya de Bordj Bou Arréridj, en Algérie. Cette région se trouve dans le nord-est du pays, à environ 45 km au sud-est du chef-lieu de la wilaya. Le site de la laiterie est stratégiquement positionné à proximité des zones agricoles, ce qui facilite l'approvisionnement en matière première, notamment en lait cru provenant des exploitations locales.

I.2. Présentation de la Laiterie de Medjana (Miyo) :

La laiterie de Medjana est une unité industrielle spécialisée dans la transformation et la commercialisation de produits laitiers. Elle opère sous la marque Miyo, bien connue au niveau régional. Cette entreprise joue un rôle économique important dans la région, en créant des emplois directs et indirects et en soutenant les éleveurs locaux.

Elle opère principalement dans :

Le traitement thermique du lait (pasteurisation et stérilisation UHT),

La fabrication de yaourts, lait fermenté (lben), lait caillé et autres produits dérivés,

Le conditionnement et la distribution des produits finis.

I.3. Historique et rôle économique :

Créée pour répondre à la demande locale croissante en produits laitiers, la laiterie de Medjana s'est progressivement imposée comme un acteur clé du secteur agroalimentaire régional. Elle participe activement à la valorisation de la production laitière locale et contribue à l'économie de la commune de Medjana par la création d'emplois directs et indirects (éleveurs, transporteurs, techniciens, etc.).

I.4. Organisation générale de l'usine :

L'usine est organisée en plusieurs secteurs fonctionnels, chacun dédié à une étape spécifique du processus de production :

Zone de réception du lait cru : Le lait est collecté auprès des producteurs locaux, contrôlé à l'arrivée (température, acidité, densité) et stocké dans des cuves réfrigérées.

Section de traitement thermique : Le lait est pasteurisé ou stérilisé selon le produit final souhaité, à l'aide de pasteurisateurs ou de systèmes UHT (Ultra High Temperature).

Zone de fermentation : Pour les produits fermentés (yaourts, lait caillé), des fermenteurs sont utilisés pour ensemencher le lait avec des ferments spécifiques.

Atelier de conditionnement : Les produits finis sont conditionnés automatiquement dans des emballages adaptés (bouteilles, sachets, pots) sous atmosphère contrôlée.

Chambres froides : Pour le stockage temporaire avant la distribution.

Laboratoire de contrôle qualité : Des analyses microbiologiques, physico-chimiques et organoleptiques sont réalisées tout au long du processus.

Station de prétraitement des eaux usées : Pour limiter l'impact environnemental du rejet des effluents industriels.

I.5. Capacité de production

La laiterie traite quotidiennement entre 15 000 et 25 000 litres de lait selon la saison et la disponibilité. Elle produit une large gamme de produits laitiers, notamment :

Lait pasteurisé et UHT

Yaourts nature et aromatisés

Lben (petit-lait)

Lait caillé

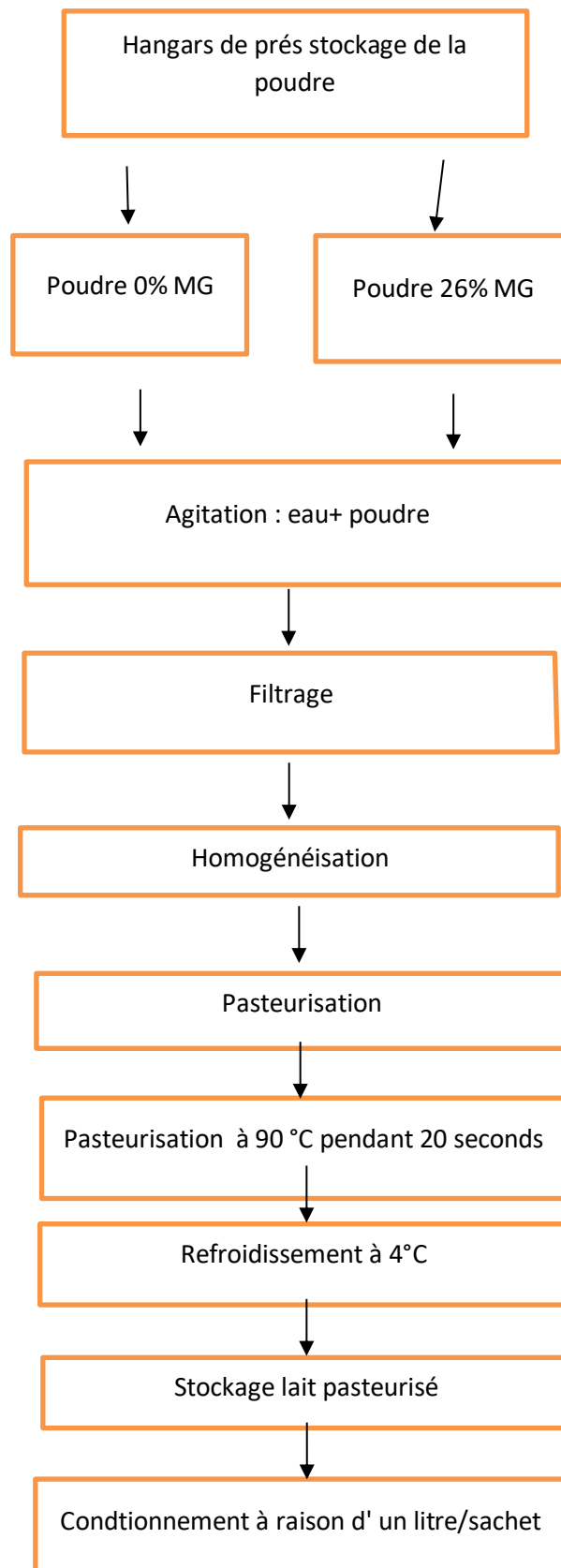
Fromages frais

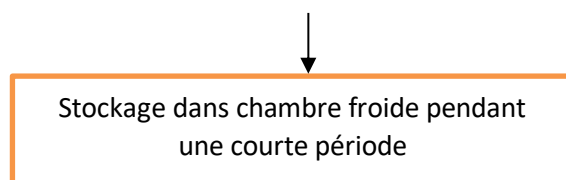
I.6. Equipement

Triblinder,

- 02 Tanks de préparation 5000 L,
- 02 Tanks de Yaourt 1500 L,
- 02 Tanks de 6000 L,
- 02 Pasteurisateurs à plaque,
- 03 Conditionneuses du lait et ses annexes ,
- 02 conditionneuses de Yaourt,

- Ecrémeuse
- Barrette de beurre,
- Homogénéisateur.





I.6. Importance de l'étude

L'étude du traitement des eaux usées de cette laiterie est cruciale car :

Elle permet de réduire les impacts environnementaux du rejet des effluents dans la nature.

Elle contribue à l'optimisation des procédés de traitement à moindre coût pour une petite ou moyenne entreprise.

Elle s'inscrit dans une logique de développement durable et de respect des normes environnementales algériennes.

I.7. Gestion des effluents industriels :

L'activité de transformation génère une quantité importante d'effluents liquides issus principalement :

Du lavage des équipements et des circuits de production,

Des pertes de lait ou de produits au cours des opérations,

Du nettoyage des sols et des surfaces.

Ces eaux usées sont chargées en matières organiques (protéines, graisses, lactose), avec une DCO et une DBO₅ élevées, ce qui représente un risque pour l'environnement en cas de rejet non traité.

La laiterie dispose d'une station de prétraitement, mais celle-ci nécessite une optimisation pour répondre efficacement aux exigences environnementales. C'est dans ce contexte qu'intervient la présente étude, qui propose une évaluation de l'efficacité du traitement par coagulation-floculation, utilisant les graines de lin et de psyllium comme coagulant naturel.