

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohamed khider –Biskra
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de Génie civil et d'Hydraulique
Référence :/2019



جامعة محمد خيضر بسكرة
كلية العلوم و التكنولوجيا
قسم الهندسة المدنية و الري
المرجع/2019

Mémoire de Master

Filière : Hydraulique

Spécialité : Hydraulique Urbaine

Thème

**Effet De Coagulants A Base De Fer Sur L'épuration
Par Coagulation –Floculation Des Eaux Usées
Provenant De Rejet De La Wilaya De BISKRA**

Nom et Prénom de l'étudiant:
GADRI Hala

Encadreur:
SEGHAIRI Nora

Promotion Juillet 2019

Remerciements

Avant tout, je remercie ALLAH tout puissant, de m'avoir accordé la force, le courage et les moyens pour la réalisation de ce travail.

Je tiens à remercier tous les enseignants du département d'hydraulique qui ont participé à ma formation au cours de toutes nos années d'étude, et particulièrement à mon encadreur "Dr SEGHAIRI Nora" pour ses conseils et ses consultations qui m'ont aidé à la réalisation de mon projet.

*Je tiens à exprimer mon remerciement les plus sincères aux membres du jury qui ont accepté de juger notre travail
Sans oublier de remercier intensivement tous mes amis de m'avoir soutenu et supporté Tout au long de ce cheminement*

Merci à tous



Dédicaces

Avec l'aide et la protection d'ALLAH

s'est réalisé ce modeste travail

Je dédie ce travail à :

Mon PERE et ma MERE

A mes chères sœurs

A mon frère

Toute ma famille

Mes amis

Mes camarades de promo d'hydraulique

Et tous ceux qui ont connu GADRI Hala

Résumé

résumé

Les eaux usées sont rejetées directement dans le milieu naturel sans aucun traitement au préalable. Afin de préserver la qualité de ces milieux récepteurs, la recherche d'une méthode adéquate du traitement de ces eaux usées s'avère nécessaire. Le traitement des eaux usées par coagulation-floculation est une méthode couramment utilisée au niveau international. L'objectif de cette étude est de clarifier les eaux usées par un traitement physico-chimique en procédant à une coagulation-floculation ; à l'aide de deux coagulants communément utilisés dans le traitement des eaux. Dans ce cas les sels de fer (sulfate de fer et chlorure de fer) comme coagulants et la bentonite et la chaux comme adjuvants. Les essais de traitement ont montré que les deux coagulants utilisés permettraient de réduire la majorité des paramètres testés avec des rendements importants avec la prédominance du sulfate de fer par rapport au chlorure de fer ainsi que la présence de la bentonite comme adjuvant à améliorer ces rendements.

Mots clés : Eaux usées, coagulation-floculation, coagulants, adjuvants, sulfate ferrique, chlorure ferrique.

الملخص

يتم تصريف مياه الصرف الصحي مباشرة في الوسط الطبيعي دون أي علاج مسبق و من اجل الحفاظ على جودة هذه البيئات المستقبلية من الضروري البحث عن طريقة مناسبة لمعالجة مياه الصرف الصحي.

معالجة مياه الصرف الصحي عن طريق التخثر هي طريقة شائعة الاستعمال دوليا. الهدف من هذه الدراسة هو توضيح مياه الصرف الصحي بواسطة المعالجة الفيزيائية الكيميائية عن طريق التخثر-التلبد. باستخدام اثنين من المخثرات التي تستخدم عادة في معالجة المياه و في هذه الحالة أملاح الحديد (كبريتات الحديد وكلوريد الحديد) كمخثرات والبنتونيت والجير كمواد مساعدة . وأظهرت اختبارات المعالجة ان كلا المخثرين المستخدمين من شأنهم التقليل من غالبية العوامل التي تم اختبارها مع عائدت مهمة مع هيمنة كبريتات الحديد مقارنة بكلوريد الحديد وكذلك وجود البنتونيت كعامل مساعد لتحسين هذه العائدات.

كلمات مفتاحية

مياه الصرف الصحي . التخثر-التلبد . مخثرات .كبريت الحديد . كلوريد الحديد.

Sommaire

Remercîment.....	I
Décidas	II
Résumé	III
Sommaire	V
Liste des tableaux	IX
Liste des figures	X
Liste des photos	XII
Introduction générale	XIII

Première partie : Etude bibliographique

Chapitre I : Notions sur les eaux usées et leur épuration

I.1. Introduction	3
I.2. Les différents types des eaux usées	3
I.2.1. Eaux usées domestique	3
I.2.2. Eaux usées industrielle	3
I.2.3. Eaux de pluie	4
I.2.4. Les eaux usées d'origine agricole	4
I.3. Les systèmes d'évacuation des eaux usées	5
I.3.1. Système unitaire	5
I.3.2. Système séparatif	5
I.3.3. Système pseudo séparatif	5
I.3.4. Système mixte	5
I.3. 5. Systèmes non collectifs	5

I.3.6. Systèmes non gravitaires	5
I.4. Les différents polluants présents dans les eaux usées.....	5
I.4.1.La pollution physique	6
I.4.1.a. La pollution mécanique	6
I.4.1.b. La pollution thermique	6
I.4.1.c. La pollution radioactive	6
I.4.2. La pollution chimique	6
I.4.2.1.pollution organique	6
I.4.2.2. pollution minérale	8
I.4.3. pollution azotée	8
I.4.4. pollution par le phosphore	8
I.4.5. La pollution microbiologique	8
I.5. Impact des eaux usées sur la santé et sur l'environnement	8
I.5.1. Impact des eaux usées sur la santé	8
I.5.1.a. Le risque microbiologique	8
I.5.1.b. Le risque chimique	10
I.5.2. Le risque environnemental	11
I.6. Techniques d'épuration des eaux usées	12
I.6.1. Le prétraitement	12
I.6.2. Le traitement primaire (physique)	13
I.6.2.1. Décantation	13
I.6.3. Le traitement secondaire (biologique)	14
I.6.3.1 Les procédés biologiques extensifs	14
I.6.3.1.1 Le lagunage (culture libre)	14
I.6.3.1.1.a. le lagunage naturel	14

I.6.3.1.1.b. lagunage aéré	15
I.6.3.2. Techniques intensifs	15
I.6.3.2.a. les bous activés	16
I.6.3.2.b. les lits bactériens	17
I.6.3.2.c. disques biologiques (cultures fixes)	17
I.8. Conclusion	18

Chapitre II: Généralité sur le procédé de coagulation – floculation

II.1.Introduction	20
II.2.Le procédé de coagulation floculation	20
II.2.1. La coagulation	20
II.2.2.La floculation	20
II.2.3. La coagulation floculation	20
II.2.4.Les matières en suspension et colloïde	21
II.2.5.Les suspensions colloïdales	22
II.2.6.Décantation des suspensions colloïdales	23
II.3.Théorie du double couche	24
II.4. Phénomène de coagulation	24
II.4.1.Compression de la double couche	24
II.4.2. Adsorption et neutralisation des charges	25
II.4.3. Emprisonnement des particules dans un précipité	26
II.4.4. Adsorption et pontage	26
II.5. Phénomène de floculation	27
II.6. Les étapes de l'agrégation	27
II.7. Les coagulants	28

II.7.1. Sels de fer	28
II.7.2. Sulfate d'aluminium	29
II. 8. Choix du coagulant	30
II.9. Facteurs influençant la coagulation	30
II.9.1. pH	30
II.9.2. Turbidité	31
II.9.3. Température de l'eau	31
II.9.4. Type de coagulant	31
II.9.5. Temps de mélange	31
II.9.6. Sels dessous	32
II.9.7. La concentration du coagulant	32
II.9.8. Coagulation de la couleur	32
II.10. Conclusion	32

Deuxième partie : Etude expérimentale

Chapitre I : Méthodes et matériels

I.1. Introduction	35
I.2. Détermination des paramètres physico-chimique des eaux	35
I.2.1. Le pH (potentiel Hydrogène)	35
I.2.2. La Conductivité	35
I.2.3. La température	36
I.2.4. Demande chimique en oxygène (DCO)	36
I.2.5. MES	37
I.2.6. L'oxydabilité au KMnO_4	38

I.3. L'effet de coagulant	41
I.4. L'effet de l'adjuvant	42
I.5. Point de prélèvement des eaux usées brutes	43
I.6. Essais de coagulation – floculation	44
I.6.1. Préparation du coagulant	44
I.6.2. Principe de la méthode de JAR -TEST	44
I.7. Conclusion	46
 Chapitre II: La coagulation-floculation et ses effets sur l'élimination des paramètres physique-chimique des eaux usées	
II.1. Introduction	48
II.2. Application du chlorure ferrique et sulfate ferrique dans le traitement des eaux usées	48
II.2.1. Effet de chlorure ferrique et sulfate ferrique sur la variation des paramètres physiques (pH et conductivité électrique)	48
II.2.2. Effet de la dose du coagulant sur la variation des paramètres chimiques	49
II.2.3. Le taux d'abattement des paramètres étudiés en fonction de la dose du coagulant	52
II.3. Effet de l'adjuvant sur l'amélioration du procédé de coagulation- floculation	54
II.3.1. Effet de la dose d'adjuvant sur la variation des paramètres physiques-chimiques....	54
II.4. Conclusion	58
 Conclusion générale	 59
 Références bibliographiques	 60

Liste des tableaux

Tableau	Titre	Page
Tableau : II.01	Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de stokes.	23
Tableau : II.02	Les étapes de l'agrégation.	27
Tableau : II.03	Dérivés de sel de fer.	28
Tableau : I.01	Caractéristiques physique-chimiques des eaux usées.	43
Tableau : II.1	Effet de la dose du coagulant sur la variation du pH et de la conductivité	49
Tableau : II.2	Effet de la dose du coagulant (sulfate ferrique) sur la variation des paramètres chimiques.	50
Tableau : II.3	Effet de la dose du coagulant (chlorure ferrique) sur la variation des paramètres chimiques.	50
Tableau : II.4	Effet de la dose de la chaux sur la variation des paramètres physiques-chimiques.	54
Tableau : II.5	Effet de la dose de la bentonite sur la variation des paramètres physiques-chimiques.	55
Tableau : II.6	Etude comparative entre les deux adjuvants.	55
Tableau : II.7	Effet de la dose de la bentonite sur la variation des paramètres physiques-chimiques.	56

Liste des figures

Figure	Titre	Page
Figure: I.1	schéma d'un traitement préliminaire d'une STEP.	12
Figure: I.2	Décanteur primaire avec pont racleur a engrainement périphérique.	13
Figure: I.3	Lagunage naturel.	15
Figure: I.4	Le principe d'un lagunage aéré.	15
Figure : I.5	Schéma général d'une station d'épuration à boues activées.	16
Figure : I.6	Lit bactérien.	17
Figure : I.7	Les disques biologiques.	18
Figure : II.1	Phénomène de coagulation-floculation.	21
Figure : II.2	Représentation de colloïde hydrophile.	22
Figure : II.3	Représentation schématique de la compression de la couche diffuse.	25
Figure : II.4	Représentation schématique de neutralisation des charges.	25
Figure : II.5	Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation.	26
Figure : II.6	Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère.	27
Figure : II.1	Variation des paramètres chimiques en fonction de la concentration du sulfate ferrique et le chlorure ferrique.	51
Figure : II.2	Taux d'abattement des paramètres chimiques en fonction de la dose des deux coagulants (Sulfate ferrique et chlorure ferrique).	53
Figure : II.3	Effet des deux adjuvants sur oxydabilité.	55

Figure :	Effet des deux adjuvants sur DCO.	56
II.4		
Figure :	Evolution des paramètres en fonction de la dose de bentonite.	57
II.5		

Liste des photos

Photo	Titre	Page
Photo II.1	Le sulfate ferrique en poudre.	28
Photo II.2	Le chlorure ferrique en poudre.	29
Photo II.3	sulfate d'aluminium en poudre.	30
Photo I.1	Ph mètre.	35
Photo I.2	Conductimètre.	36
Photo I.3	Spectrophotomètre UV- Visible.	37
Photo I.4	Purette de titrage.	38
Photo I.5	Solution d'oxalate de sodium.	39
Photo I.6	solution d'acide sulfurique.	40
Photo I.7	La bentonite.	42
Photo I.8	La chaux.	42
Photo I.9	Le rejet des eaux usées.	43
Photo I.10	Floculateur GLT4 6 POSTES.	45

Introduction générale :

La source d'eau la plus facile à utiliser pour la consommation humaine, l'irrigation ou encore l'industrie agro alimentaire est l'eau de surface (cours d'eau, plans d'eau) puisque l'eau y est libre. Or, ces derniers, milieux récepteurs de nombreux rejets, sont de plus en plus pollués. Les accroissements démographiques, économiques et urbains sont à l'origine de différentes sources de pollution environnementale, en particulier dans les pays en développement. Parmi ces sources de pollutions, la production des eaux usées domestiques et industrielles, souvent rejetées dans le milieu récepteur (mer, rivières, sols) sans traitement préalable. Ces rejets provoquent une dégradation de la qualité physico-chimique et biologique de ce milieu et génèrent de nombreuses maladies hydriques. Le plus grand danger pour l'environnement et la dégradation des écosystèmes est la pollution des eaux. Quelle soit accidentelle ou volontaire, cette pollution est le résultat de l'utilisation massive de polluants organiques et minéraux d'origine agricole, urbaine et industrielle. Donc A l'instar des autres pays, les collectivités locales algériennes doivent chercher les meilleures solutions pour faire face aux quantités énormes des eaux usées déversées dans la nature sans aucun traitement, Les autorités locales devraient prendre cette ressource en considération dans leur plan d'aménagement et d'améliorer les installations d'épuration existantes.

La coagulation floculation est largement utilisée pour le traitement des eaux usées, car elle est efficace et simple à utiliser. Procédé d'ablation chimique permettant de convertir une suspension colloïdale ainsi que la matière organique dissoute en molécules plus grosses. Le but principal de la coagulation est de déstabiliser les particules en suspension. C'est, pour faciliter leur agglomération. En pratique, ce processus se caractérise par l'injection et la dispersion de produits chimiques. La floculation a pour but de favoriser la communication entre les particules instables, à l'aide d'un mélange lent. Ces particules s'accumulent pour former une masse qui peut être facilement éliminée par coulée.

Dans cette technique, de nombreux facteurs peuvent affecter l'efficacité du traitement, tels que le type de coagulant, son dosage, les adjuvants ainsi que le pH.

L'objectif général de notre travail est de déterminer l'efficacité de la coagulation –floculation pour éliminer ou réduire la concentration de différents polluants des eaux usées d'une part. En utilisant le chlorure ferrique, tout en comparant son efficacité par rapport au sulfate ferrique)

Introduction générale

qui sont des coagulants à base de fer. D'autre part nous allons tester le rôle des adjuvants tels que (la bentonite et la chaux) dans le traitement de coagulation floculation.

Ce travail est divisé en deux grandes parties:

1. L'étude bibliographique qui sera présentée dans la première partie, présente les notions sur les eaux usées et leur épuration. Les différents aspects théoriques et pratiques de la coagulation-floculation et ses effets sur l'épuration des eaux usées seront aussi exposés.
2. La seconde partie est réservée au travail expérimental et elle sera présentée en deux chapitres :
 - Dans un premier temps, nous présentons le matériel et les méthodes et les différents protocoles expérimentaux mis en œuvre au cours de cette étude.
 - Puis nous présentons les résultats des essais de floculation des eaux usées (le jar test) en nous intéressons à l'effet de la dose de coagulant (le sulfate de fer (FeSO_4) et le chlorure ferrique (FeCl_3)) et l'effet de l'adjuvant de floculation (la bentonite et la chaux).
3. En fin, nous avons terminé le mémoire par une conclusion générale résumant les principaux résultats de cette étude.

*Première partie : Etude
bibliographique*

***Chapitre I : Notions sur les eaux
usées et leur épuration***

I.1.Introduction :

Les eaux résiduaires urbaines (ERU), ou eaux usées, sont des eaux chargées de polluants, solubles ou non, provenant essentiellement de l'activité humaine (**Rejsek, 2002**). Une eau usée est généralement un mélange de matières polluantes répondant à ces catégories, dispersées ou dissoutes dans l'eau qui a servi aux besoins domestiques ou industriels (**Grosclaude, 1999**). La pollution de l'eau survient lorsque des matières sont déversées dans l'eau qui en dégrade sa qualité, ce qui rend son utilisation dangereuse et perturbe le milieu aquatique en particulier la vie des poissons. Le traitement des eaux usées est une alternative susceptible de résoudre les différents problèmes de pollution des milieux aquatiques.

Ce chapitre a pour objectif de donner une idée sur les origines des eaux usées, leurs systèmes d'évacuations, ainsi que les différentes techniques utilisées pour leur épuration.

I.2. Les différents types des eaux usées :

I.2.1. Eaux usées domestiques :

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont constituées essentiellement d'excréments humains, des eaux ménagères de vaisselle chargées de détergents, de graisses appelées eaux grises et de toilette chargées de matières organiques azotées, phosphatées et de germes fécaux appelées eaux noires. Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension.

Elles peuvent être un danger pour la santé car elles véhiculent des maladies d'origine virale et bactérienne. Une des plus grandes réussites de la civilisation humaine a été la réduction des transmissions de maladies par les eaux-vannes avec la mise en place de règles d'hygiène et d'un processus d'assainissement, y compris le développement des réseaux d'égout et de la plomberie (**Rejsek , 2002**).

I.2.2. Eaux usées industrielles :

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir :

- Des graisses (industries agroalimentaires) ;
- Des hydrocarbures (raffineries) ;
- Des métaux (métallurgie) ;

- Des acides, des bases et divers produits chimiques (industries chimiques diverses, tanneries) ;
- De l'eau chaude (circuit de refroidissement des centrales thermiques) ;
- Des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs) ;

Avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte, les eaux usées industrielles doivent faire l'objet d'un traitement. Elles ne sont mélangées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des stations d'épurations (**Rodier et al., 2005**).

I.2.3. Eaux de pluie :

Ces eaux proviennent des eaux de ruissellement qui se forment après une précipitation. Elles peuvent être particulièrement polluées, surtout en début de pluie par deux mécanismes:

- Le lessivage de sols et des surfaces imperméabilisées. Les déchets solides ou liquides déposés, par temps sec, sur ces surfaces, sont entraînés dans le réseau d'assainissement par les premières précipitations qui se produisent.
- La remise en suspension des dépôts des collecteurs. Par temps sec, l'écoulement des eaux usées dans les collecteurs du réseau est lent, ce qui favorise le dépôt des matières décan tables. Lors d'une précipitation, le flux d'eau, le plus important permet la remise en suspension de ces dépôts (**Desjardins, 1997**).

I.2.4. Les eaux usées d'origine agricole :

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux. Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation) ;
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides,...).

Donc ces eaux sont l'issus :

- Des apports directs dus aux traitements des milieux aquatiques et semi-aquatiques tels que le désherbage des plans d'eau, des zones inondables (faucardage chimique) et des fossés, ainsi que la démostication des plans d'eau et des zones inondables (étangs et marais).

- Des apports indirects dus en particulier à l'entraînement par ruissellement, aux eaux de rinçage des appareils de traitement, aux résidus présents dans des emballages non correctement rincés ou détruits, aux eaux résiduelles des usines de fabrication et de conditionnement. (GROSCLAUDE ..., 1999 ; RICHARD ,1996).

I.3. Les systèmes d'évacuation des eaux usées :

I.3.1. Système unitaire :

Un système dit unitaire, appelé aussi « tout à l'égout», est un système qui draine l'ensemble des eaux usées et pluviales vers l'extérieur de l'agglomération par un réseau unique. C'est un système compact qui convient mieux pour les milieux urbains de hautes densités, mais qui pose, mais qui pose des problèmes d'auto-curage en période sèche. (François, 2006)

I.3.2. Système séparatif :

Un système dit séparatif qui collecte séparément les eaux usées et les eaux pluviales dans deux réseaux distincts. Il est adopté dans les petites et moyennes agglomérations et dans les extensions des grandes villes. (François, 2006)

I.3.3. Système pseudo séparatif :

C'est un réseau séparatif particulier dans lequel le réseau d'évacuation des eaux usées reçoit certaines eaux pluviales (toiture, cours, etc.), le réseau pluvial ne reçoit que les eaux de ruissellement des chaussées et des trottoirs. (François, 2006)

I.3.4. Système mixte :

C'est un mélange des systèmes unitaire et séparatif qui sont installés en fonction des zones urbanisées dans la commune. (Bensayah et Lekehal, 2017)

I.3.5. Systèmes non collectifs

Ils sont proposés lorsque la faible densité de l'habitat rend trop coûteuse la mise en place de réseaux publics. (Azzaz, 2007)

I.3.6. Systèmes non gravitaires

Que l'on appelle court transfert forcé mis en œuvre chaque fois que la topographie l'exige. (Azzaz, 2007)

I.4. Les différents polluants présents dans les eaux usées :

On distingue:

I.4.1. La pollution physique :

C'est une pollution due aux agents physiques (tout élément solide entraîné par l'eau), elle est d'origine domestique, essentiellement industrielle. On peut la répartir en trois classes : mécanique, thermique et radioactive. (Mizi, 2006)

a) La pollution mécanique :

Elle résulte des décharges de déchets et de particules solides apportés par les ERI, ainsi que les eaux de ruissellement. Ces polluants sont soit les éléments grossiers soit du sable ou bien les matières en suspension MES. (Mekhalif, 2009)

b) La pollution thermique

Les eaux rejetées par les usines utilisant un circuit de refroidissement de certaines installations (centrales thermiques, nucléaires, raffineries, aciéries...) ; ont une température de l'ordre de (70 à 80) °C. Elle diminue jusqu' à (40 à 45) °C lorsqu'elle contacte les eaux des milieux aquatiques entraînant un réchauffement de l'eau, qui influe sur la solubilité de l'oxygène. En outre tout changement de température cause des effets significatifs sur la survie des organismes aquatiques. Un abaissement important de température ralenti la plupart des réactions chimiques vitales voire les arrêter. Au contraire, des augmentations de température peuvent tuer certaines espèces, mais également favoriser le développement d'autres organismes causant ainsi un déséquilibre écologique. (Mizi, 2006)

c) La pollution radioactive

C'est celle occasionnée par une éventuelle radioactivité artificielle des rejets qui trouvent leur source dans l'utilisation de l'énergie nucléaire sous toutes ces formes (installations et centrales d'exploitation de mine d'uranium, traitement des déchets radioactifs). Les éléments radioactifs s'incorporent dans les molécules des organismes vivants. Plus on s'élève dans la chaîne alimentaire plus les organismes sont sensibles aux rayonnements. (Mizi, 2006)

I.4.2. La pollution chimique :

Elle résulte des rejets chimiques, essentiellement d'origine industrielle. La pollution chimique des eaux est regroupée dans deux catégories :

- ✚ Organiques (hydrocarbures, pesticides, détergents, phénols..) ;
- ✚ Minérales (métaux lourds, cyanure, azote, phosphore...) ; (Mekhalif, 2009)

I.4.2.1. Pollution organique :

C'est les effluents chargés de matières organiques fermentescibles (biodégradables), fournis par les industries alimentaires et agroalimentaires (laiteries, abattoirs, sucreries...). Ils provoquent une consommation d'oxygène dissous de ces eaux, en entraînant la mort des

poissons par asphyxie et le développement (dépôts de matières organiques au fonds des rivières) de fermentation anaérobie (putréfaction) génératrices de nuisances olfactives. **(Boukredimi et Berrahal, 2014)**

a. Hydrocarbures

La pollution par les hydrocarbures résulte de plusieurs activités liées à l'extraction du pétrole, à son transport et en aval à l'utilisation de produits finis (carburants et lubrifiants), ainsi qu'aux rejets effectués par les navires (marées noires). Les effets des hydrocarbures dans le milieu marin sont considérables. Ils dépendent largement de leur composition. **(Boukredimi et Berrahal, 2014)**

En fait leurs activités peuvent s'exercer selon plusieurs modalités très différentes.

- ✓ **Toxicité aigue:** elle s'exerce sur l'ensemble des êtres vivants du milieu (végétaux, animaux ou bactéries) provoquant des disparitions immédiate des poissons s'effectuent par colmatage des bronchites. Les oiseaux sont également tués en masses par engluage des plumes. On n'estime que 150 000 à 400 000 le nombre d'oiseaux tués annuellement par les hydrocarbures.
- ✓ **Toxicité à long terme:** les hydrocarbures ou les produits de dégradation, peuvent être accumulés par les différents organismes marins, après leur ingestion, leurs effets peuvent s'étaler sur des périodes très longues. Ce danger est évidemment plus grave lorsqu'il s'agit des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HPA) cancérigènes (méthyle chlorolanthrène, benzanthracènes, benzbopyrènes). Ils sont repris par les chaînes alimentaires et concentrées jusqu'à des taux très élevés. On imagine le danger que peut présenter ce phénomène pour le consommateur humain. **(Ben mira zitouni et Benchaib, 2015)**

b. Phénols

Ils désignent un ensemble de composés hydroxylés du benzène. La présence du phénol dans l'eau a pour origine les polluants industriels (usine chimique, cokeries, industries pétrochimique, raffineries...), ainsi que les revêtements bitumeux des canalisations et des réservoirs, la décomposition des produits végétaux et la dégradation des pesticides. Ces produits s'oxydent faiblement, se fixent peu, se filtrent facilement et ils sont souvent biodégradables; alors ils ne se trouvent qu'en faible quantité.

Leur inconvénient principal est qu'ils donnent à l'eau un goût extrêmement désagréable et très persistant marqué de chlorophénol lorsqu'ils sont en présence de chlore.

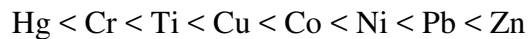
Les poissons, accumulent les phénols jusqu'à 30 mg/kg, ils sont alors impropres à la consommation. Les phénols peuvent être séparés des eaux résiduaires par extraction liquide-

liquide, oxydé par le chlore ou l'ozone ou bien détruits par un traitement biologique. (Rodier et al, 1996).

I.4.2.2. Pollution minérale :

a. Métaux lourds

La présence des métaux lourds dans l'eau, l'atmosphère et par conséquent la chaîne alimentaire est le cas le plus intéressant parmi les problèmes posés à la pollution. Par ordre décroissant de toxicité spécifique. Les métaux sont classés comme suit:



Les métaux lourds sont susceptibles d'être métabolisés et concentrés par les organismes vivants et mis en circulation dans la chaîne alimentaire ou leur toxicité augmente. L'irréversibilité de cette pollution est préoccupante du fait qu'il est impossible de les récupérer, une fois disséminés dans la nature. (Boukredimi et Berrahal, 2014)

I.4.3. Pollution azotée :

Les activités industrielles, peuvent être à l'origine des rejets plus ou moins riches en azote (élément nutritif) issu des fabrications d'engrais, des cokeries, et des industries chimiques et agroalimentaires. L'azote existe sous deux formes: la forme réduite qui regroupe l'azote ammoniacal (NH_3 OU NH_4^+) et l'azote organique (protéine, créatine, acide urique). Plus une forme oxydée en ions nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-). (Mizi, 2006)

I.4.4. Pollution par le phosphore

Le phosphore a pour origine les industries du traitement de surfaces des métaux, les laveries industrielles des fabrications, d'engrais agroalimentaire. (Bouafia, 2010) Comme l'azote, le phosphore est un élément nutritif, il est à l'origine du phénomène d'eutrophisation c'est-à-dire la prolifération excessive d'algues et de plancton dans les milieux aquatiques. (Mizi, 2006)

I.4.5. La pollution microbiologique :

L'eau peut contenir des microorganismes pathogènes (virus, bactéries, parasites) ils sont dangereux pour la santé humaine, et limitent donc les usages que l'on peut faire de l'eau (industrie, utilisation domestique...). (Boeglin, 1997)

I.5. Impact des eaux usées sur la santé et sur l'environnement :

I.5.1. Le risque des eaux usées sur la santé :

a) Le risque microbiologique :

Les risques liés à la réutilisation des eaux usées en agriculture sont multiples et de nature microbiologique, chimique ou environnementale. La plus grande préoccupation

associée à la réutilisation des eaux usées, même traitées, est la transmission potentielle de maladies infectieuses, essentiellement, les pathogènes entériques. Plusieurs pathogènes potentiellement présent dans les eaux usées brutes sont rapportés et décrits dans la littérature (OMS, 1989; NRC, 1998; Blumenthal et al, 2000; Carr et al., 2004; NRC, 2004; Radcliffe, 2004; USEPA, 2004). Les fèces des personnes et des animaux infectés représentent la source principale des pathogènes présents dans les eaux usées

Il est prouvé depuis longtemps que les microorganismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes (Sheikh et al. 1999). Ils vivent donc à la surface des plantes et sur le sol où le microclimat leur est favorable. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes (Asano, 1998). La contamination a lieu pendant la croissance des plantes ou à la récolte. Des contaminations fécales par l'intermédiaire de produits végétaux irrigués avec des eaux usées brutes ont été mises en évidence. (Froese, 1998) rapporte une corrélation entre une épidémie de la cyclosporiose (*Cyclospora cayentanensis*) et la consommation des framboises importées contaminées.

(Devaux, 1999) recense quatre études traitant des risques posés par la consommation des végétaux irrigués par les eaux usées brutes. Des infections parasitaires dues aux ascaris, aux trichocéphales et aux bactéries ont été observées chez les consommateurs des produits végétaux infectés. Le risque de contamination est élevé dans le cas de la réutilisation des eaux usées brutes comparativement à l'utilisation des eaux usées traitées (Devaux, 1999). Le mode d'irrigation a une influence directe sur le risque. Ainsi, l'irrigation gravitaire affecté la qualité des eaux souterraines et de surface. Des contaminations directes ont lieu lors de la maintenance du système d'irrigation. L'irrigation par aspersion crée des aérosols contaminants. Afin de limiter l'impact sanitaire de la réutilisation d'eaux usées pour irriguer des plantes destinées à la consommation humaine, les modes d'arrosage localisés sont recommandés (Masséna, 2001; FAO, 2003).

L'irrigation localisée consiste à arroser les plantes une par une, avec le système goutte à goutte. Elle réduit les risques de contamination microbiologique (Masséna, 2001). Le système goutte à goutte expose le moins les professionnels et les consommateurs. Les risques sont possibles pendant la maintenance des goutteurs qui se bouchent fréquemment à cause des matières en suspension dans l'eau (Asano, 1998).

(Cauchi, 1996) cite les différentes populations humaines exposées à une pathologie associée à l'utilisation agricole d'effluents bruts ou traités. Le risque, pour les consommateurs de légumes crus, est plus élevé pour les helminthes et moindre pour les bactéries. Pour les consommateurs de viande bovine insuffisamment cuite, la contamination par le ver solitaire

(Taenia) est possible car les bovins sont des hôtes intermédiaires. Pour les travailleurs agricoles, le risque est plus élevé pour les helminthes. Dans le laboratoire, l'exposition aux entérovirus est plus élevée. (Cauchi, 1996) mentionne que les helminthes intestinaux représentent le risque principal (ascaris, trichocéphales, ankylostomes), à un moindre degré, les affections bactériennes (choléra et shigellose), et enfin de façon très limitée, les virus. (Devaux, 1999) rapporte que les travailleurs agricoles sont plus exposés aux risques de contamination, quoique l'adaptation immunitaire aux bactéries et aux virus semble exister.

b) Le risque chimique :

Il est lié aux éléments traces. La seule voie de contamination préoccupante pour les éléments traces est la consommation des plantes cultivées, dans lesquelles ils s'accumulent (Baumont, 2004). L'accumulation des micropolluants dans les plantes est plus problématique, quoique certains de ces micropolluants soient d'intérêt en tant que facteurs de croissance des végétaux. Le compromis entre le risque sanitaire et l'intérêt agronomique doit être trouvé.

Les métaux lourds sont classés, selon qu'ils sont ou non indispensables au développement des végétaux, et qu'ils posent ou non des problèmes sanitaires. Le manganèse (Mn) et le fer (Fe) sont tous deux indispensables au bon développement des végétaux, et leur utilisation en agriculture ne pose pas de problèmes pour la santé humaine. Ils sont naturellement présents en forte proportion dans le sol. Les métaux suivants ne sont pas indispensables pour les végétaux, mais ils ne présentent pas de danger pour l'utilisation agricole. Le plomb (Pb) est fixé au sol et par conséquent ne pénètre pas dans les plantes. Le sélénium (Se), l'étain (Sn) et le mercure (Hg) sont présents à de très faibles teneurs dans les eaux épurées pour poser des problèmes sanitaires. Le chrome (Cr), sous forme ionique (Cr³⁺), est peu toxique et n'est pas absorbé par les végétaux. L'Aluminium (Al) est déjà présent naturellement dans les sols en forte proportion (Tamrabet, 2011).

Les métaux lourds indispensables pour les végétaux, mais dont l'utilisation en agriculture pose des problèmes sont le cuivre, le molybdène et le zinc. Le cuivre est toxique pour les animaux d'élevage. Le seuil de phytotoxicité est atteint avant celui de zoo toxicité (Baumont et al., 2004). Le molybdène n'est pas phytotoxique, mais qui pose des problèmes sanitaires pour le bétail. Le zinc est peu toxique, mais s'accumule très facilement dans les tissus végétaux (Boswell, 1989). Les métaux lourds non indispensables au développement des végétaux, et qui sont dangereux d'un point de vue sanitaire sont l'arsenic, le nickel, et le Cadmium. Le nickel est peu toxique, mais il s'accumule facilement dans les tissus végétaux. Le cadmium est le polluant non organique le plus préoccupant. Il est parfois présent à des

concentrations importantes dans les eaux usées et il est très mobile dans le sol. Il s'accumule dans les plantes à de fortes concentrations engendrant la phytotoxicité (Gupta *et al.*, 2007).

Il peut s'accumuler dans l'organisme et provoquer de graves intoxications (Yang *et al.*, 2008). (OMS, 1997) préconise un apport alimentaire moyen de 0.057 à 0.071 mg/j/individu. La limite fixe comme un taux maximal dans les aliments de 0.1 mg/kg pour les légumes et 0.05 mg/kg pour les céréales et leurs dérivés. Le risque posé par les métaux lourds dépend, donc, de leur toxicité potentielle et du niveau d'exposition. Par ailleurs, certains métaux sont indispensables pour la croissance des végétaux. Ils s'éliminent facilement par les traitements physiques (décantation) et sont récupérés dans les boues (Ademe, 2000). De ce fait, il semble que la concentration de la majorité des métaux lourds dans les eaux usées épurées domestiques est trop faible pour poser un réel problème sanitaire, quelque soit la 17 réutilisation envisagée.

Le risque posé par les effets à long terme des micropolluants organiques est encore très peu étudié ainsi que celui d'apparition de nouvelles substances toxiques (Garban *et al.*, 2003). L'existence de tels risques potentiels ne conduit, cependant, pas à une interdiction de l'utilisation d'eaux usées épurées pour l'irrigation (Jiries *et al.*, 2002). La plupart des éléments traces sont peu solubles, et le traitement des eaux usées par décantation les élimine efficacement. On les retrouve plutôt dans les boues que dans les eaux usées épurées (Cauchi, 1996). Les concentrations infimes dans les effluents d'origine urbaine et leur absorption limitée par les végétaux réduisent le risque sanitaire dans le cas d'une réutilisation agricole (Cauchi, 1996 ; Faby, 1997). Le problème des pesticides et des métaux lourds est plus préoccupant dans le cas le recyclage des boues (Miquel, 2003).

I.5.2. Le risque environnemental :

Il réside dans la dégradation de la qualité des sols, des eaux souterraines et de surface (Pascual *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2005; Tijani, 2008). Les sols qui ont une bonne capacité de rétention assurent une bonne assimilation par les plantes et un étalement de la pollution dans le temps. La capacité d'épuration des sols est assurée par la fixation des substances polluantes (adsorption, précipitation), par la transformation des molécules organiques par des micro-organismes et par l'exportation par les végétaux. Les sols ayant une perméabilité interstitielle (gravier, sable) permettent une bonne épuration à l'inverse des sols fissurés (calcaire, dolomies, granit, etc.). Les nappes libres sont les plus exposées à la contamination, non seulement parce qu'elles ne bénéficient pas d'une protection naturelle vers la surface, mais encore parce qu'elles sont en général peu profondes. Les nappes captives sont plus protégées

mais peuvent être éventuellement contaminées par des forages ou un autre aquifère pollué. La réutilisation des eaux usées épurées peut donc être remise en cause dans des zones qui cumulent ces facteurs de risque.

Les bactéries, les protozoaires et les helminthes sont très rapidement éliminés, par les phénomènes d'adsorption et de compétition trophiques selon les mêmes processus des traitements par percolation/infiltration. Seuls les virus posent des problèmes. **Asano (1998)** mentionne qu'au-delà de 3 m de profondeur, la quasi-totalité des virus est éliminée.

Les eaux provenant de puits de moins de 30 m de profondeur sont plus polluées par l'azote que les eaux plus profondes (**Froese, 1998**). Les rejets directs d'eaux épurées posent des problèmes d'eutrophisation des cours d'eau, de qualité de l'eau destinée à la production d'eau potable et de contamination microbiologique des zones de conchyliculture. C'est pourquoi une réutilisation des eaux usées épurées est quasiment toujours préférable à un rejet direct dans le milieu.

I.6. Techniques d'épuration des eaux usées :

I.6.1. Le prétraitement :

Les dispositifs de prétraitement physique sont présents dans toutes les stations d'épuration, quels que soient les procédés mis en œuvre à l'aval. (**Ladjel, 2006**)

Le prétraitement a pour objectif de séparer les matières les plus grossières et les éléments susceptibles de gêner les étapes ultérieures du traitement. Il comprend le dégrillage pour retenir les déchets volumineux, le dessablage, pour obtenir une meilleure décantation, le dégraissage et le déshuilage pour éviter l'encrassement de la station par des corps gras (**Figure I.1**). (**Bourrier et satin et selmi, 2010**)

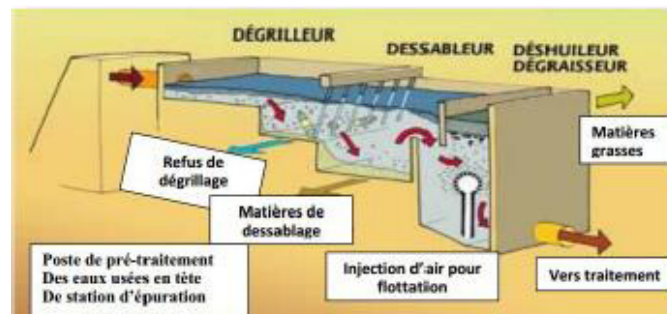


Figure I.1 : schéma d'un traitement préliminaire d'une STEP. (Léonard, 2002)

I.6.2. Le traitement primaire (physique):

Il s'agit le plus souvent d'une décantation qui permet d'alléger les traitements biologiques ou chimiques ultérieurs, en éliminant une partie des solides en suspension. L'efficacité du traitement dépend du temps de séjour et de la vitesse ascensionnelle (qui s'oppose à la décantation). La décantation primaire permet d'éliminer, pour une vitesse ascensionnelle de 1,2 m/h, 40 à 60 % de MES, soit 10 à 30 % des virus, 50 à 90 % des helminthes et moins de 50 % des kystes de protozoaires. (Faby et Brissaud, 1997)

En utilisant des procédés physiques ou physico-chimiques visant la décantation poussée des matières en suspension dans l'eau. On distingue :

1. Décantation :

Il s'agit le plus souvent d'une décantation qui permet d'éliminer les matières en suspension décantables en deux heures. L'utilisation de réactifs chimiques pour éliminer des particules plus fines constitue un traitement physico-chimique. Ce traitement permet donc essentiellement l'élimination de la pollution particulaire et d'une partie de la pollution organique sous forme particulaire (de l'ordre de 65 à 80% de la DCO avec un traitement physico-chimique) (Figure I.2). (Resjeck, 2002)

Les matières en suspension ont souvent une teneur en matière organique importante (de 70 à 90%) et une densité légèrement supérieure à celle de l'eau. Elles vont se décanter naturellement dans un décanteur primaire en 1 à 2 heures. L'eau ainsi clarifiée s'écoulera par débordement et les MES qui ont décanté au fond du bassin (boues primaires) seront extraites et envoyées vers les ouvrages de traitement des boues (Grosclaude, 1999).



Figure I. 2 : Décanteur primaire avec pont racleur a engrainement périphérique (Deshayes, 2008).

I.6.3. Le traitement secondaire (biologique) :

Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Les microorganismes responsables de l'épuration s'agglomèrent sous forme de floes et se développent en utilisant la pollution comme substrat nécessaire à la production d'énergie vitale et à la synthèse de nouvelles cellules vivantes. **(Boumediene, 2013)**

Les différents procédés biologiques d'épuration des eaux usées sont:

1. Les procédés biologiques extensifs :

Ils reposent sur les phénomènes de l'autoépuration naturelle et ils demandent une faible énergie mais nécessitent, en revanche, de grandes superficies et de longs séjours des eaux usées. Du point de vue économique, ils sont moins coûteux. Ce sont le lagunage, l'épandage, etc.... **(Benelmouaz, 2015)**.

1.1. Le lagunage (culture libre) :

Le lagunage est une technique biologique d'épuration des eaux usées, où le traitement est assuré par une combinaison de procédés aérobies et anaérobies, impliquant un large éventail de micro-organismes (essentiellement des algues et des bactéries). Les mécanismes épuratoires et les micro-organismes qui y participent sont, fondamentalement, les mêmes que ceux responsables du phénomène d'autoépuration des lacs et des rivières **(Pearson, 2005)**.

a. Le lagunage naturel :

Ce sont des bassins artificiels et imperméabilisés, de faible profondeur pouvant recevoir des effluents bruts ou prétraités et où la recirculation des boues biologiques décantées n'est pas réalisée, et la concentration de la biomasse épuratrice reste faible **(Figure I.3)**. Alimentées d'effluents à traiter, les lagunes naturelles sont nommées étangs de stabilisation **(Koller, 2004)**, que l'on classe en fonction des filières de développement des bactéries en trois catégories : anaérobies, aérobies ou facultatifs (mixtes). Différents assemblages de ces bassins sont possibles en fonction des conditions locales, des exigences sur la qualité de l'effluent final, du débit à traiter...etc. Le lagunage naturel peut être utilisé, en traitement complet des effluents ou en traitement tertiaire, pour affiner la qualité de l'eau traitée par une boue activée (ex. La désinfection). **(Degrémont, 1978)**

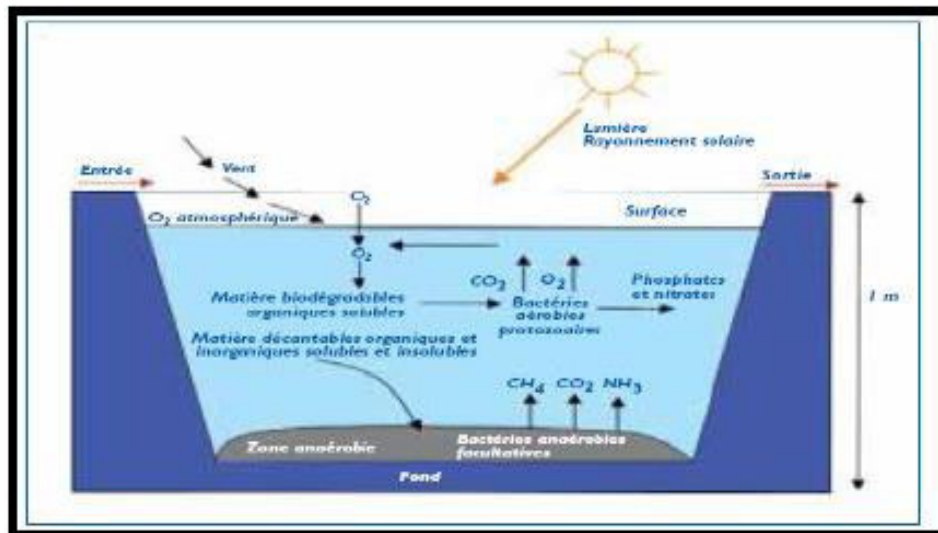


Figure I.3 : Lagunage naturel (Bendiaf, 2018).

b. lagunage aéré :

Il s'agit d'un ou plusieurs bassins de 2 à 4 mètres de profondeur, dans lesquels l'apport d'oxygène est fourni par un système artificiel (aérateurs de surface, diffuseurs d'air) (Rejasse, 2009).

Ce mode d'épuration permet d'éliminer 80 % à 90 % de la DBO, 20 % à 30 % de l'azote et contribue à une réduction très importante des germes (Figure I.4). Il a cependant l'inconvénient d'utiliser des surfaces importantes et de ne pas offrir des rendements constants durant l'année (Troyes, 2002).

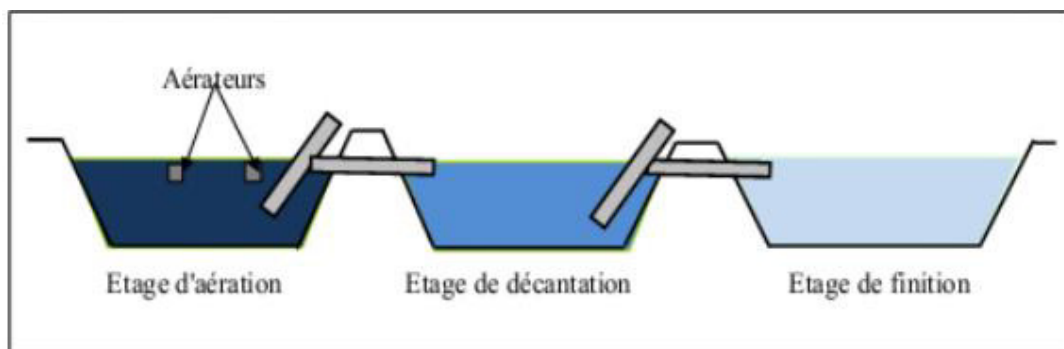


Figure I.4: Le principe d'un lagunage aéré (Bendiaf, 2018).

2. Techniques intensifs:

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs. Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces

réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel (Mekhalif, 2009).

a. Les boues activées :

Les procédés par boues activées comportent essentiellement une phase de mise en contact de l'eau à épurer avec un floc bactérien en présence d'oxygène suivie par une phase de séparation de ce floc (clarification). C'est une intensification de ce qui passe dans le milieu naturel. La différence provient d'une plus grande concentration en micro-organisme donc une demande en oxygène plus importante. De plus pour mettre en suspension la masse bactérienne, une agitation artificielle est nécessaire. Une station de traitement par boues activées comprend dans tous les cas (Figure I.5) :

- ✓ Un bassin dit d'aération dans lequel l'eau à épurer est mise en contact avec la masse bactérienne épuratrice.
- ✓ Un clarificateur dans lequel s'effectue la séparation d'eau épurée et de la culture bactérienne.
- ✓ Un dispositif de recirculation des boues assurant le retour vers le bassin d'aération des boues biologique récupérées dans le clarificateur, cela permet de maintenir la quantité de micro-organisme constante pour assurer le niveau d'épuration recherché.
- ✓ Un dispositif de fourniture d'oxygène à la masse bactérienne présente dans le bassin d'aération.
- ✓ Un dispositif de brassage afin d'assurer au mieux le contact entre le micro-organisme et la nourriture, d'éviter les dépôts de favoriser la diffusion de l'oxygène (Belmassai, 2018).

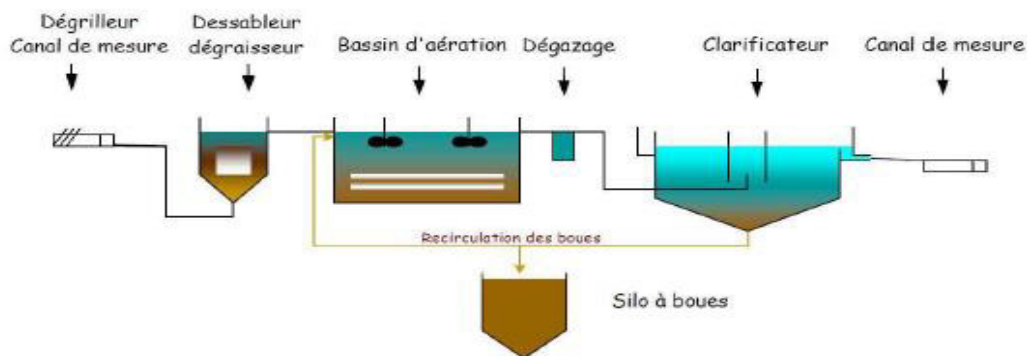


Figure I. 5 : Schéma général d'une station d'épuration à boues activées (Belmassai, 2018).

b. Les lits bactériens :

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs. 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 (**Figure I.6**).

Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre-courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux. Le rendement maximum de cette technique est de 80 % d'élimination de la DBO₅. (**Belmassai, 2018**).

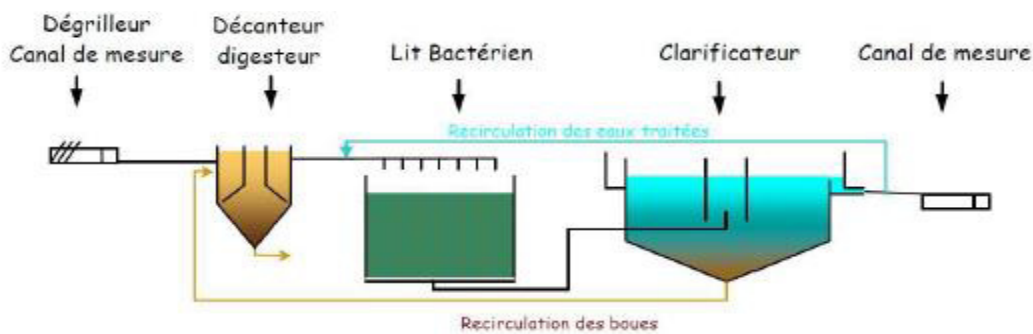


Figure I.6 : Lit bactérien (Belmassai, 2018).

c. Disques biologiques (cultures fixes) :

Les disques biologiques ou bio disques sont des disques enfilés parallèlement sur un axe horizontal tournant (**Figure I.7**). Ces disques plongent dans une auge, où circule l'eau à épurer ayant subi une décantation. Pendant une partie de leur rotation ils se chargent de substrat puis ils émergent dans l'air le reste du temps (pour absorber de l'oxygène). Les disques sont recouverts par un bio film sur les deux faces. Ils ont un diamètre de 1 à 3 m, sont espacés de 20 mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr mn⁻¹. Les boues en excès se détachent du disque et sont récupérées dans un clarificateur secondaire avant rejet dans le milieu naturel. (**Boumediene, 2013**).

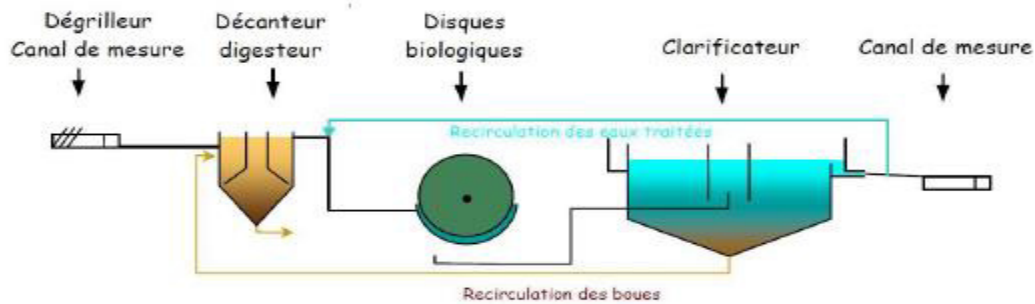


Figure I.7 : Les disques biologiques (Belmassai, 2018).

I.8. Conclusion :

Les eaux usées de différentes compositions et de diverses origines constituent un problème pour la nature lors du rejet sans subir de traitements au préalable. Afin de montrer l'intérêt de leur épuration, nous avons présenté dans ce chapitre d'une part, les origines et caractéristiques des eaux usées, et d'autre part, les différentes méthodes utilisées pour leur épuration. L'intérêt consiste à trouver la méthode la moins coûteuse, ce qui est le cas des méthodes physiques tel que la coagulation- Floculation Nous dériverons dans le prochain chapitre ce procédé qui est largement utilisé pour le traitement des eaux usées, car il est efficace et simple à utiliser.

***Chapitre II: Généralité sur le
procédé de coagulation – floculation***

II.1.Introduction :

En tant que processus unitaire du traitement de l'eau, la coagulation résulte de l'addition de réactifs chimiques dans des dispersions aqueuses, afin d'assembler en agrégats plus gros, les fines particules dispersées. Ces nouveaux agrégats peuvent être éliminés, après floculation, par des procédés tels la décantation ou la filtration. La floculation est considérée ici comme processus distinct qui a lieu en fin de coagulation. Elle consiste à favoriser la croissance de floes macroscopiques, avec ou sans utilisation d'additifs tels les adjuvants de floculation. L'efficacité de cette étape de traitement est liée au pH, au type et au dosage du coagulant ainsi qu'à la nature des particules et des matrices minérales et organiques. Dans ce chapitre, nous allons présenter des généralités sur le procédé de coagulation-floculation avec les différents coagulants et les réactions d'hydrolyse du coagulant.

II.2.Le procédé de coagulation-floculation :

II.2.1. La coagulation :

La coagulation est l'ensemble des phénomènes physico-chimiques amenant un processus comportant, en premier lieu la déstabilisation d'une suspension colloïdale, et en second lieu l'agrégation des particules en petits amas, ou flocons, sous agitation et sous l'action du mouvement brownien. **(Beaudry, 1984)**

II.2.2. La floculation :

La floculation est l'ensemble des phénomènes physico-chimique menant à Processus de grossissement et d'uniformisation des flocons sous l'influence d'un brassage modéré. **(Beaudry, 1984)**

Elle a pour but d'augmenter la probabilité des contacts entre les particules colloïdales déstabilisés et leur agglomération pour accroître son volume, sa masse, et sa cohésion. **(Beaudry, 1984).**

Ce phénomène est réversible, c'est à dire que l'on peut casser ces agrégats, par exemple en agitant fortement le liquide, pour retrouver la solution de colloïdes initiale. **(Mottot, 2000)**

II.2.3. La coagulation-floculation :

La coagulation-floculation facilite l'élimination des MES (Matières En Suspension) et des colloïdes en les rassemblant sous forme de floes dont la séparation s'effectue par décantation, flottation et/ou filtration. C'est donc un traitement physique qui permet

d'éliminer tout ou partie des polluants des effluents notamment les fractions particulaires inertes ou vivantes, les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, les micropolluants associés aux MES et les macromolécules colloïdales (Adamczyk, 2003) (figure II.1). Donc, L'opération de coagulation-floculation a pour but la croissance des particules (qui sont essentiellement colloïdales) par déstabilisation des particules en suspension puis formation de floccs par absorption et agrégation. Les floccs ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite. (Valiron, 1989)

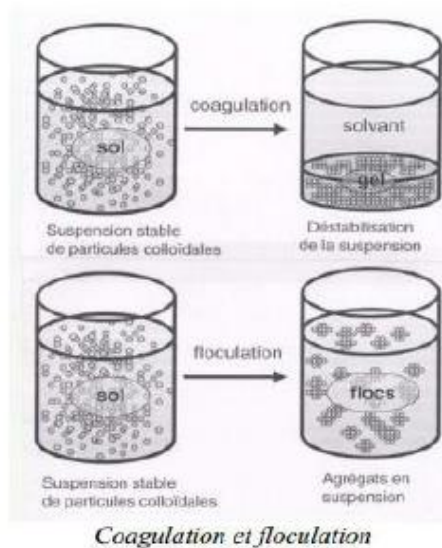


Figure (II.1) : Phénomène de coagulation-floculation. (Mottot, 2000)

II.2.4. Les matières en suspension et colloïde :

Les matières existantes dans l'eau peuvent se regrouper en trois catégories suivantes:

- **Matières en suspension** : qui regroupent les plus grosses particules, ces matières sont d'origine minérales ou organique et possèdent un diamètre supérieur à 1 μm . leur temps requis pour décanter d'un mètre varie de quelques dixièmes de secondes à plusieurs jours selon leur diamètre et leur densité.
- **Matières colloïdales** : sont des MES de même origine mais de diamètre inférieur à 1 micron. Leur vitesse de décantation est pratiquement nulle. Les matières colloïdales d'origine minérales ont une densité relative de l'ordre de 2.65 alors que celles d'origine organique ont une densité relative beaucoup plus faible. Soit de l'ordre de 1.1. Les particules colloïdales de faible densité peuvent nécessiter théoriquement jusqu'à 66600 années pour décanter de un mètre.

- **Matières dissoute** : sont généralement des cations ou anions de quelques nanomètres de diamètres. (Desjardins, 1999)

II.2.5. Les suspensions colloïdales :

Pour leur étude, les particules colloïdes sont classées en deux groupes suivant leur comportement vis-à-vis de l'eau. Il s'agit des particules hydrophobes et hydrophiles. (Ezziane, 2007)

Les colloïdes hydrophiles :

Les hydrophiles sont des micromolécules complexes à nombre élevé d'atomes, et qui englobent la plupart des corps de la chimie organique. (Kettab, 1992)

Les particules hydrophiles déshydratées se dispersent spontanément dans l'eau et sont entourées de molécules d'eau qui préviennent tout contact ultérieur entre ces particules (figure II.2). (Desjardins, 1997)

Parmi les substances de cette nature, on peut citer les protéines, les savons, la gélatine et la matière organique naturelle. (Degremont, 1989)

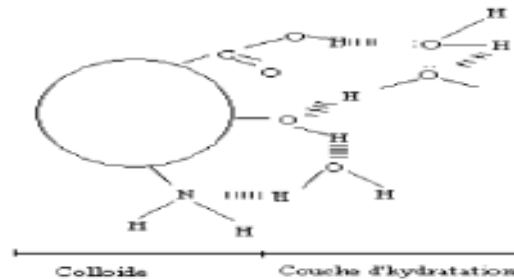


Figure II.2. Représentation de colloïde hydrophile (Cardot, 1999)

➤ Les colloïdes hydrophobes :

Les colloïdes hydrophobes sont en générale de nature minérale. Ils n'ont aucune affinité pour les molécules d'eau. La formation d'une couche d'hydratation est impossible. Leur surface présente des charges négatives qui engendrent une répulsion mutuelle empêchant toute agglomération. Ce type de particules est en partie responsable de la turbidité. Peu de colloïdes sont exclusivement hydrophiles ou hydrophobes. Il s'agit en fait d'un degré d'hydratation plus ou moins important autorisé par la présence de groupement fonctionnels de type hydrophile. (Kherifi, 2009)

L'existence des systèmes colloïdaux dépend de l'interaction entre deux particules. Elle met en

jeux deux forces contraires :

- Une force de répulsion électrostatique qui tend à écarter les particules les unes des autres. Cette force dépend de la charge des particules qui sont de même signe.
- Une force d'attraction (type de Van der Waals) liée à la structure et à la forme des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu. **(Dégriment, 1978)**

II.2.6.Décantation des suspensions colloïdales :

Le temps de décantation des particules coagulées dépend du type de 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 $6.10^2 \text{ m}^2.m^{-3}$ à 20 ans pour du colloïde de $10^{-2} \mu\text{m}$ ayant une surface spécifique de $6.10^8 \text{ m}^2.m^{-3}$ **(Degrémont, 2005)**. Il est donc impossible que certaines particules notamment les colloïdes et les particules à surface spécifique très élevée décantent naturellement. Pour obtenir la décantation de ces particules, il faudrait assembler un très grand nombre de colloïdes en agrégats d'au moins 10 à 100 μm . Malheureusement, ces particules exercent entre elles des forces de répulsion de nature électrostatique empêchant leur assemblage (tableau II.1). **(Besra, 2002 Buffle, 1988)** La déstabilisation des entités en suspension passe par des phénomènes d'adsorption **(Buffle, et al. 1990)**, expliqués par la théorie de la double couche. Elle explique comment les colloïdes sont traités par coagulation.

Tableau (II.1):Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de stokes (Dégriment, 1978)

Diamètre de Particule		Type de particule	Temps de décantation pour 1 m d'eau	Surface spécifique $\text{m}^2.m^{-3}$	
Mm	μm				
10	10^4	Gravier	1 seconde	6.10^2	MES décantations
1	10^3	Sable	10 secondes	6.10^3	
10^{-1}	10^2	Sable fin	2 minutes	6.10^4	
10^{-2}	10	Limon	2 heures	6.10^5	
10^{-2}	10	Kyste de protozoaire	20 heures	6.10^5	Colloïdes
10^{-3}	1	Argile	2 jours	6.10^6	
10^{-3}	1	Bactérie	8 jours	6.10^6	
10^{-4}	10^{-1}	Colloïde	2 ans	6.10^7	
10^{-5}	10^{-2}	Colloïde	20 ans	6.10^8	

II.3. Théorie de la double couche :

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Diverses théories expliquent ce phénomène (Théorie de Helmholtz ; Théorie de Gouy-Chapman ; Théorie de Stern)

1. **Théorie de Helmholtz** : une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée) ;
2. **Théorie de Gouy-Chapman** : la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse)
3. **Théorie de Stern** : qui combine les deux théories précédentes et considère la formation d'une double couche : la première formée d'ions du liquide mais adhérente au colloïde, la seconde diffuse dans le liquide environnant. Le potentiel subit une première chute significative dans la couche fixée, puis diminue plus lentement à mesure que la distance augmente jusqu'à son annulation au point A (**point isoélectrique**). (Lakhdari, 2011)

II.4. Phénomène de coagulation :

La charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les une des autres et, par conséquent, à les stabiliser dans la solution. Le but principal de coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération. On peut obtenir cette déstabilisation par:

- a) compression de la double couche;
- b) adsorption et neutralisation des charges;
- c) emprisonnement des particules dans un précipité;
- d) adsorption et pontage ; (Kherifi, 2009)

II.4.1. Compression de la double couche :

Lorsqu'un électrolyte est ajouté à une dispersion colloïdale, la charge de la surface ne change pas si la charge est causée par une imperfection du cristal comme dans le cas des particules d'argile. Toutefois, 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 (figure II.3) A une concentration d'électrolyte élevée la force de répulsion disparaît et l'agglomération des particules se fait rapidement. Mais, aucune rentabilisation des particules due à une inversion de charges ne devrait apparaître après ajout d'un surplus de coagulant (**Benefield, judkins et Weand., 1982**).

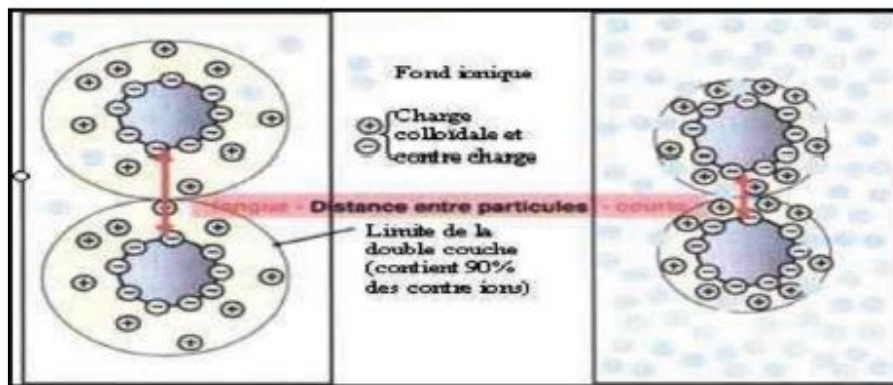


Figure II. 3 Représentation schématique de la compression de la couche diffuse.

(Ezziane, 2007)

II.4.2. Adsorption et neutralisation des charges :

Ce mécanisme repose sur l'ajout suffisant de cations afin de neutraliser la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface. Par contre, la surdose de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inverser la charge des particules qui devient alors positive. Les particules seraient ainsi rentabilisées (figure II.4). (**Boursali, 2011**)



Figure II. 4 : Représentation schématique de neutralisation des charges. (Ezziane, 2007)

II.4.3. Emprisonnement des particules dans un précipité :

Pour la déstabilisation des particules colloïdales, on peut en outre les emprisonner, lorsqu'on ajoute en quantité suffisante des coagulants, habituellement des sels de métaux trivalents, $Al_2(SO_4)_3$ ou $FeCl_3$, on obtient un précipité appelé floc. Lorsque le pH de l'eau est situé dans une plage acide ou neutre, le floc, constitué de molécules de $Al(OH)_3$ ou de $Fe(OH)_3$, possède habituellement une charge positive. La présence de certains anions et de particules colloïdales accélère la 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 (figure II.5). En d'autres mots, une concentration importante de particules en suspension peut entraîner une diminution de la quantité de coagulant nécessaire. (Desjardins, 1997)

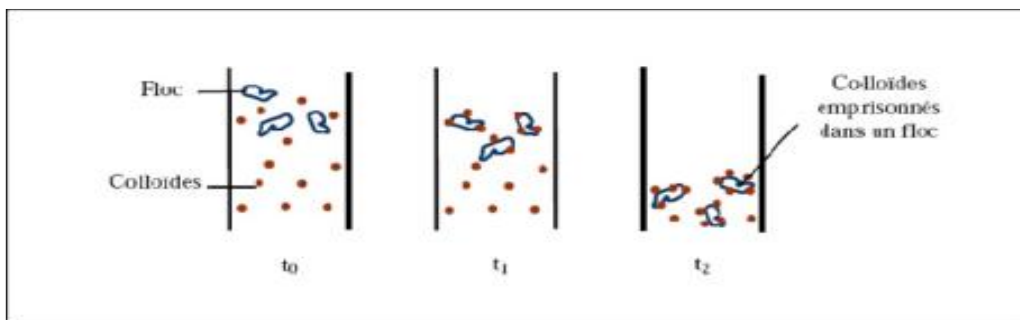


Figure II. 5 : Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation.

(Ezziane, 2007)

II.4.4. 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 .Ce phénomène, n'explicable à l'aide de la théorie électrique, peut toutefois être expliqué par le "pontage" .les molécules de polymère, très longue contiennent des groupes chimique qui peuvent adsorber des particules colloïdale à une de ses extrémité, alors que d'autres sites sont libre pour adsorber d'autre particules .On dit alors que les molécules polymères forment des "ponts" entre les particules colloïdal (figure II.6). Il peut y avoir restabilisation de la suspension, imputable à une concentration excessive de polymères de polymères s'accrochent à une même particule colloïdale .Cet ensemble particule –molécule de polymères ne peut plus par la suite

absorber d'autres particules colloïdal, ce qui est encore contraire au but recherché. (Desjardins, 1997)

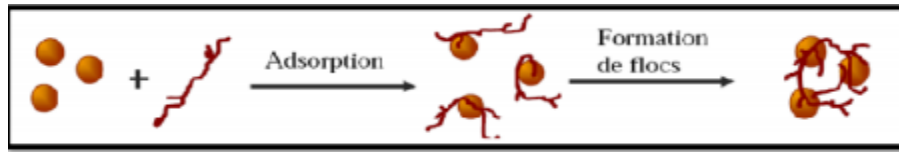


Figure II. 6: Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère. (Lakhderi, 2011)

II.5. Phénomène de floculation :

La floculation est l'agrégation des particules déjà déstabilisées, par collision les unes contre les autres qui se conduisent à la croissance en taille du floc et à la diminution en nombre des particules en solution. Les processus préalables à la floculation sont :

- La coagulation.
- Les oxydations chimiques ou biologiques qui détruisent les <<colloïdes protégés>>.
- Le changement des conditions générales tel que le pH et la température.
- Et enfin, l'utilisation de réactifs auxiliaires (par exemple : les adjuvants de floculations).

II.6. Les étapes de l'agrégation :

Diverses phases successives ou simultanées interviennent dans l'agrégation des particules qui sont l'hydrolyse (formation des radicaux hydroxydes métalliques), la coagulation et la floculation (tableau II.2). (Dégriment, 1978)

Tableau II.2 : Les étapes de l'agrégation (Dégriment, 1978)

Stade	Phénomènes	Terminologie
Ajout du coagulant	Réaction avec l'eau, ionisation, hydrolyse, polymérisation	HYDROLYSE
Déstabilisation	Compression de la double couche	COAGULATION
	Absorption spécifique d'ions du coagulant à la surface de la particule	
	Inclusion du colloïde dans un précipité d'hydroxyde	
	Liaison interparticulaire par des espèces polymériques du coagulant	
Transport	Mouvement Brownien	FLOCULATION PERICINETIQUE
	Energie dissipée (gradient de vitesse)	FLOCULATION ORTHOICINETIQUE

II.7. Les coagulants :

Les sels métalliques sont indéniablement les coagulants les plus utilisés dans le monde actuellement. Le sulfate d'aluminium, le chlorure ferrique, le sulfate ferrique et le polychlorure d'aluminium sont les principaux produits chimiques utilisés pour le traitement de l'eau potable. Ces produits agissent en neutralisant la charge négative des composés dissous et des particules en suspension dans l'eau au moyen de la charge positive de l'aluminium ou du fer. Cette action entraîne la formation de particules plus grosses qui se déposent rapidement au fond de l'eau (Desjardins, 1997).

II.7.1. Sels de fer :

Les sels de fer sont généralement plus coûteux que le sulfate d'aluminium, ce qui explique leur emploi plus restreint. Par ailleurs les composés du fer semblent avoir de légers avantages comparativement aux autres et ces, grâce au fait que le floc formé soit lourd et se dépose facilement sous des conditions favorables (Tableaux II.3). (Ezziane, 2007. Lefebvre, 1990. Segiri, 1996)

Tableau II.3 : Dérivés de sel de fer. (Dégriment, 1978)

Sels de fer	Formule chimique
Chlorure ferrique	FeCl ₃
Sulfate ferrique	Fe ₂ (SO ₄) ₃

A. Le sulfate ferrique :

Suivant la turbidité de l'eau, la dose de sulfate ferrique sera comprise entre 10 et 50 g/m³ (Kherifi, 2009).

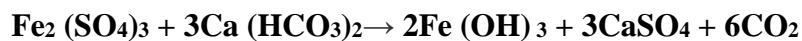


Photo II.1: Le sulfate ferrique en poudre.

B. Chlorure ferrique:

La dose de chlorure ferrique sera comprise entre 5 et 150 g/m³.pour la clarification des eaux de surface, et entre 50 et 300 g/m³pour la clarification des eaux résiduaires (**Kherifi, 2009**).



Photo II.2 : Le chlorure ferrique en poudre.

II.7.2. Sulfate d'aluminium :

L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les coagulants les plus généralement efficaces et utilisés sont des sels de métaux, à bases d'aluminium ou de fer. Pour l'utilisation des sels de métaux à base de fer à dose élevée induit souvent une coloration rouille de l'eau traitée: c'est le principal inconvénient de ces produits : (**Dakkiche, 2018**)

- La gamme de pH d'utilisation est de 5,7 à 7,2 (Optimum 6).
- Sa formule générale est : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, n \text{ H}_2\text{O}$.
- Produit commercial n = 14, produit pur n =18.
- Il est disponible sous différentes formes solides (selon les fabricants),
- Concassé, morceaux de 10 cm de large et de 1 cm d'épaisseur environ,
- Noisette, granulométrie comprise entre 2 et 12 mm ou 3 et 35 mm,
- Poudre, granulométrie courante de 0,1 à 3 mm,
- Sous forme de solution aqueuse à 8,2% d' Al_2O_3 (oxyde d'aluminium ou Alumine).
- solution à 600 ou 720 g · L⁻¹ environ de sulfate d'alumine cristallisé.



Photo II.3 : sulfate d'aluminium en poudre.

II. 8. Choix du coagulant :

Un certain nombre de paramètres doivent être pris en compte :

- ✓ Température de l'eau,
- ✓ Caractéristiques des eaux brutes (dont l'équilibre calco-carbonique),
- ✓ Paramètres physico-chimiques à inclure ou éliminer prioritairement (turbidité et/ou
- ✓ Matières Organiques, par exemple),
- ✓ Gestion de l'exploitation (stocks, automatisme, etc.);
- ✓ Coût du produit ;
- ✓ Choix imposé ou considération esthétique ; **(Kane, 2017)**

II.9. Facteurs influençant la coagulation :

Le processus de coagulation est complexe et peut être influencé par plusieurs facteurs. Et pour optimiser le procédé de coagulation-floculation, il faut tenir compte de plusieurs variables en relation, comme le pH, les sels dissous, le coagulant utilisé, les conditions de mélange et la température de l'eau, la turbidité, la couleur, grosseurs et concentration des particules colloïdales, et l'hydratation. Les facteurs qui peuvent influencer la coagulation sont :

II.9.1. pH :

C'est la variable la plus importante à prendre en considération au moment de la coagulation. **(Belarbi, 2000)** Il est d'ailleurs important de remarquer que l'ajout d'un coagulant modifie souvent le pH de l'eau. Cette variation est à prendre en compte afin de ne pas sortir de la plage optimale de précipitation du coagulant. **(Larakeb, 2015 et Beaudry, 1984 et Moussaoui, 2009)**

La plage du pH optimal est la plage à l'intérieur de laquelle la coagulation a lieu suffisamment rapidement. Pour les sels de fer et d'aluminium, les plages de pH optimales s'étendent respectivement de 4 à 6 et de 5 à 7. **(Desjardins, 1997)**

II.9.2. Turbidité :

La turbidité est, elle aussi, un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. **(Cardot, 2005)** Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant. **(Cardot, 2005)**

II.9.3. Température de l'eau :

La température joue un rôle important. En effet, une température basse, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau, crée une série de difficultés dans le déroulement du processus: la coagulation et la décantation du floc sont ralenties et la plage du pH optimal diminue. Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons. **(Hector, 2006)**

II.9.4. Type de coagulant :

Le choix du coagulant peut influencer les caractéristiques de la coagulation. Ainsi, même si le sulfate d'aluminium est le coagulant le plus fréquemment utilisé, il peut être avantageux de le remplacer par du sulfate ferrique. Ce dernier procure en effet à plusieurs eaux une plage de Ph optimale plus large que celle due au premier. De plus, pour un même pH élevé, le sulfate ferrique est moins soluble que sulfate d'aluminium. **(Desjardins, 1997)**

On ne peut choisir un coagulant et en déterminer la concentration optimale, pour une eau donnée, qu'après avoir effectué des essais en laboratoire. La théorie qui explique les différents mécanismes de déstabilisation des particules colloïdales n'est pas suffisamment développée pour qu'on puisse résoudre un problème aussi complexe. Cette théorie est cependant très utile aux moments de la planification des essais de laboratoire et de l'interprétation des résultats obtenus. **(Desjardins, 1997)**

II.9.5. Temps de mélange :

A la première étape la coagulation nécessite un mélange vigoureux et de courte durée (180 s au maximum) afin de disperser de façon uniforme le coagulant. A la deuxième étape, le mélange est lent et il a pour but de favoriser les contacts entre les particules de floc d'une durée de 15 à 30 min. **(Prévost, 2010)**

II.9.6. Sels dissous :

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. (Mekhalif, 2009)

II.9.7. La concentration du coagulant :

La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. Une dose de coagulant excessive entraîne une ré-stabilisation des particules colloïdales qui sont susceptibles de la charge de surface et augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. (Gallard et Gunten, 2006)

II.9.8. Coagulation de la couleur :

En général, la couleur d'une eau est due à la décomposition de matières organiques contenues dans l'humus des sols. Elle dépend donc d'une grande variété de composés organique, dont les substances humiques, lesquelles sont des polymères dont la masse moléculaire varie de 800 à 50000. Des études ont révèlent que 90% des particules responsables de la couleur avaient un diamètre supérieur à 3.5 nm ; ces particules sont donc des particules colloïdales beaucoup plus petites que les particules de glaise responsable de la turbidité (rappelons que le diamètre des particules de glaise est de l'ordre 1µm). La plus part des particules responsable de la couleur possèdent des charge négatives à leur surface, dont l'intensité dépend du degré d'ionisation et du pH de l'eau. On peut dire que les particules responsables de la couleur sont de natures organiques, hydrophiles, petites et chargées négativement. (Desjardins, 1997)

II.10. Conclusion :

La coagulation-floculation est une étape de clarification très importante qui permet d'éliminer les matières colloïdales présentes sous forme minérale ou organique, et qui sont caractérisées par leur grande stabilité et leur faible taille. Le processus de coagulation-floculation, malgré son apparente simplicité, fait intervenir divers mécanismes souvent complexes et suivant les conditions du pH. Ce paramètre influe en effet largement sur la forme chimique du coagulant utilisé et on peut obtenir, en plus des ions métalliques simples des produits d'hydrolyse hautement chargés et de masse moléculaire très élevée. En utilisant des coagulants cationiques, les colloïdes chargés négativement dans l'eau sont déstabilisés par neutralisation des forces qui les relient.

*Deuxième partie : Etude
expérimentale*

Chapitre I : Méthodes et matériels

I.1. Introduction

Avant de nous lancer dans la présentation et la discussion des différents résultats obtenus au cours de notre étude, il nous paraît impératif de décrire les diverses méthodes expérimentales et analytiques suivies. Ainsi, nous présenterons dans ce chapitre, d'abord, la composition et la préparation des solutions de coagulant et adjuvants. Ensuite, les méthodes de dosage de différents paramètres physico-chimiques, ainsi que le protocole expérimental de la méthode de coagulation-floculation par les essais de jar-test.

I.2. Détermination des paramètres physico-chimiques des eaux

Les méthodes de dosages utilisées sont décrites par (Resjeck , 2002 et Rodier , 1996) ou par les catalogues de l'appareillage utilisé :

I.2.1. Le pH (potentiel Hydrogène) :

On a mesuré le pH à l'aide d'un pH-mètre, Avant chaque essai, nous procédons à l'étalonnage de cet appareil à l'aide des solutions tampons. On introduit l'électrode dans l'échantillon jusqu'à ce que la valeur du pH relevée se stabilise.



Photo I.1 : pH mètre

I.2.2. La Conductivité :

La conductivité est mesurée au moyen d'un conductimètre électrique de type (AD310) donnant des mesures en ms/cm. On utilise aussi le conductimètre pour mesurer la température, la salinité et le taux des matières solides dissoutes dans l'eau (TDS).



Photo I.2 : Conductimètre.

I.2.3. La température :

La température de l'eau est un paramètre de confort pour les usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyses dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment). De plus, en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau. La température doit être mesurée in situ. Les appareils de mesure de la conductivité ou de pH possèdent généralement un thermomètre intégré.

I.2.4. Demande chimique en oxygène (DCO) :

La majorité des polluants organiques, ainsi que certains composés minéraux comme les nitrates, possèdent des groupes chimiques chromophores qui absorbent dans le domaine du spectre compris entre 200 et 350 nm, donc dans l'ultraviolet (UV). La longueur d'onde d'absorption maximale est fonction de la nature du groupe chromophore et de son environnement électronique. Ne pouvant connaître les substances organiques présentes dans une ERU, il est impossible de déterminer une corrélation théorique entre la DCO et l'absorption UV, mais il est possible de déterminer expérimentalement l'existence d'une corrélation pour un type d'eau donné sur une installation donnée.

Dans le temps, cette corrélation varie peu, même sur de très longues périodes ; Pottier (1993) a trouvé la relation suivante :

$$\text{DCO} = 336 * \text{ABS}_{254\text{nm}} - 48,8 * R \quad (R=0,95)$$

Cette méthode rapide d'estimation de la DCO peut donc être considérée comme fiable.



Photo I.3 : Spectrophotomètre UV- Visible

L'estimation de la pollution organique, et, éventuellement, sa relation avec la DCO sont réalisées en mesurant l'absorbance à une longueur d'onde de 254 nm. Cette absorbance, selon la loi de Beer-Lambert, est proportionnelle à la concentration en molécules organiques pour des solutions diluées. À partir de ce principe, deux groupes de méthodes sont utilisables :

La mesure de l'absorbance à 254 nm, complétée, éventuellement, par une mesure dans le visible à 550 nm destinée à compenser l'absorption des MES.

Les méthodes multilongueurs d'onde qui nécessitent l'acquisition du spectre réalisé par un spectrophotomètre moderne.

Le premier type de méthode est le plus simple à mettre en œuvre et ne nécessite pas un appareillage coûteux.

L'absorbance à 254nm et ensuite reliée à la DCO par la relation précédente ou en faisant un étalonnage expérimental pour l'eau à analyser. Un très grand nombre d'échantillons prélevés dans des lacs, rivières et stations d'épuration des régions Rhone-Alpes et Provinces ont permis de proposer une échelle de qualité basée sur des absorbances à 210, 240, et 320 nm.

I.2.5. MES :

Au laboratoire, un spectrophotomètre UV-visible équipé d'une cuve en quartz est suffisant. On mesure l'absorbance à 254 nm et, éventuellement, celle à 550 nm que l'on soustrait à la première pour éliminer l'incidence des MES.

I.2.6. L'oxydabilité au KMnO_4 :

Oxydation par un excès de permanganate de potassium, en milieu acide et à ébullition (10mn), des matières oxydables contenues dans l'échantillon. Réduction de l'excès de permanganate par l'oxalate de sodium en excès et titrage en retour de l'excès d'oxalate par le permanganate de potassium.



Photo I.4 : Purette de titrage

a) Réactif :

- Solution de permanganate de potassium à 20mmol/l :

KMnO_4 3,1608 g

H_2O distillée bouillante q.s.p 1000 ml.

Porter la solution à 90-95°C pendant 2heures, refroidir et laisser reposer au moins 2jours.

Décantier la solution claire et conserver dans une bouteille en verre brun.

- Solution de KMnO_4 à 2mmol/l :

Solution de KMnO_4 à 20mmol/l..... 100ml.

H_2O distilléeq.s.p 1000 ml.

Cette solution doit-être conservée à l'obscurité. Bien qu'elle soit relativement stable, il est conseillé de la renouveler assez souvent et de la vérifier.

- Solution d'oxalate de sodium à 0,05 mol/l :

$\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$ 6,7g.

Eau distillée q.s.p 1000 ml.

Cette solution est stable environ 6mois à l'obscurité.

- Solution d'oxalate de sodium à 5mmol/l :

Introduire 100 ml de la solution d'oxalate de sodium à 0,1N dans une fiole jaugée de 1000ml.

Compléter au volume avec de l'eau distillée. Cette solution est stable 2 semaines.

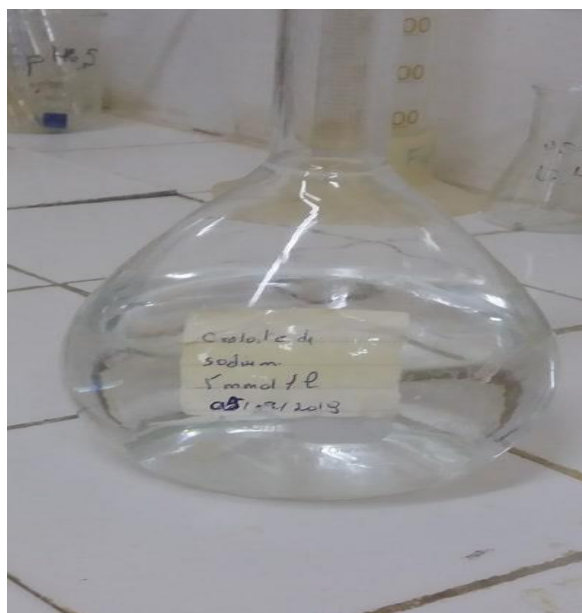


Photo I.5 : Solution d'oxalate de sodium.

- Solution d'acide sulfurique diluée à environ 2,2 moles/l :

Ajouter lentement avec précautions 120ml d'acide sulfurique concentré ($\rho = 1,84\text{g/ml}$) à 500 ml d'eau distillée. Ajouter la solution de permanganate de potassium à 0,01N jusqu'à persistance d'une coloration rose-pale. Compléter à 1000 ml d'eau distillée dans une fiole jaugée.

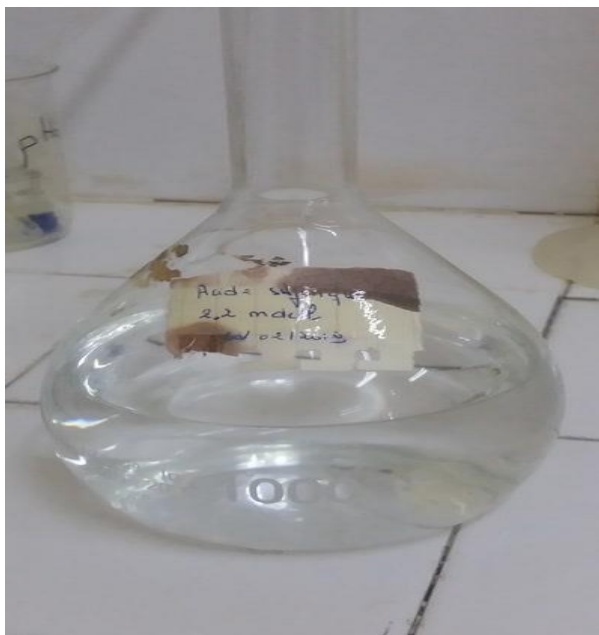


Photo I.6 : solution d'acide sulfurique.

b) Mode opératoire :

- Prendre 100 ml d'eau à analyser
- Ajouter 20 ml d'acide sulfurique dilué à 2,2 M et homogénéiser. Porter à ébullition douce puis Ajouter 20ml de la solution de permanganate de potassium à 2mmol/l. Après 10min, ajouter 20ml de la solution d'oxalate de sodium à 5mmol/l.
- Titrer après décoloration, alors que la solution est encore chaude, avec la solution de permanganate de potassium à 20 mmol/l jusqu'à apparition d'une coloration rose.

N.B : Un essai à blanc est nécessaire.

Titration de la solution de permanganate de potassium :

- Ajouter 20ml d'oxalate de sodium à 5mmol/l. Chauffer jusqu'à 80°C et titrer avec le permanganate de potassium à 2mmol/l jusqu'à apparition de la coloration rose.

Expression des résultats :

L'indice permanganate(X) de l'échantillon, exprimé en milligrammes d'oxygène par litre est donné par l'expression suivante :

$$X = V_1 - V_2 / V_3 * C / V_s * f * 16$$

D'où :

V1 : volume KMnO_4 à 2mmol/l (échantillon).

V2 : volume KMnO_4 à 2mmol/l (blanc : H_2O distillée).

V3 : est le volume de la solution de permanganate de potassium utilisé pour le titrage de la solution de permanganate de potassium.

V4 : est le volume de la solution d'oxalate de sodium utilisé pour le titrage de la solution de permanganate de potassium.

C : est la concentration de la solution d'oxalate de sodium à 5mmol/l.

Vs : est le volume de la prise d'essai de l'échantillon.

F : est le facteur de dilution éventuel de l'échantillon avant analyse.

D'où :

$$V4 = 20 \text{ ml}$$

$$Vs = 100 \text{ ml}$$

$$C = 5 \text{ mmol/l}$$

L'expression devient

$$X = V1 - V2 / V3 * f * 16$$

N.B : si l'oxalate de sodium n'est pas disponible, on peut substituer par l'acide oxalique ($\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$) avec la même concentration.

I.3. L'effet de coagulant :

- Pour chaque béchers on a varié la dose du coagulant dans la gamme suivante : (20mg/l,

40 mg/l, 60mg/l, 80mg/l, 100mg/l). Et le premier bécher la concentration du coagulant

($C_0 = 0 \text{ mg/l}$).

- Nous avons préparé une solution de 2.5 g du coagulant dans 250 ml de l'eau distillée.

On appliquant la formule $C_1 V_1 = C_2 V_2$

- c) chlorure ferrique ($\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}$) allant de 0 à 100 mg/l.

I.4. L'effet de l'adjuvant :

Nous avons testé au cours de notre étude deux types d'adjuvants : la bentonite et la chaux.

- Les bentonites sont des argiles dans lesquelles prédominent les minéraux du type montmorillonite. Cette argile se présente comme une masse onctueuse au toucher, sa teinte est blanche, grise ou légèrement rose. Elle provient de la dévitrification des couches volcaniques sous l'influence des eaux à réaction acide ou alcaline.

Nous avons travaillé au cours de cette étude avec la bentonite de Mostaganem du gisement de M'zila (nord-ouest de l'Algérie).



Photo I.7 : La bentonite.

- La chaux hydratée $\text{Ca}(\text{OH})_2$ est essentiellement composée d'hydroxyde de calcium, d'hydroxyde de magnésium et des d'impuretés (carbonates de calcium et silice).



Photo I.8 : La chaux.

Après avoir déterminé la dose optimale du coagulant dans chaque cas on procède comme suit :

- d) C_0 (coagulant) mg/l constante.
- e) On a varié la dose de l'adjuvant de 10 mg ; 25 mg ; 50 mg ; 70mg ; 100 mg (l'étape lente de floculation).

- a) Avec bentonite.
- b) Avec la chaux.

Autres matériels :

Nous avons utilisé d'autres matériels et accessoires pour les manipulations et la précisions des mesures :

- 1. Une balance électrique.
- 2. Bêchers.
- 3. Pipette
- 4. Erlenmeyers.
- 5. Eprouvette.

I.5. Point de prélèvement des eaux usées brutes :

Les échantillons d'eau usée analysés ont été prélevés à partir du rejet d'égout Communal de la wilaya de Biskra, qui se trouve immédiatement à la sortie de la zone urbaine des cette région. Une étude réalisée déjà dans notre laboratoire sur le degré de pollution ces eaux résiduaires, a montré une pollution évidente. Dans ce cas le traitement de ces eaux s'impose pour préserver le milieu naturel.



Photo I.9 : Le rejet des eaux usées.

Les caractéristiques physico-chimiques de ces eaux sont présentées dans le tableau I.1.

Tableau I.1 : Caractéristiques physique-chimiques des eaux uses :

Les paramètres	pH	T °C	Cond ms/cm	Oxyd KMO ₄ (mgO/l)	DCO (mg/l)	MES (mg/l)	ABS270 (nm)
Eau usée brute	7	16	5.66	16.51	115.256	0.444	0.537

I.6. Essais de coagulation - floculation

I.6.1. Préparation du coagulant :

Nous avons utilisé les réactifs les sels de fer (chlorure ferrique ($\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}$) et sulfate de fer (FeSO_4) comme coagulants pour tous les essais de coagulation-floculation. Le choix de ces coagulants est justifié par leurs disponibilités aux niveaux laboratoire, et sont utilisation à grande échelle dans les stations de traitement des eaux

Une solution mère est périodiquement préparée par dissolution de 10 g/l de chaque réactif dans de l'eau distillée.

- **Préparation de chlorure ferrique :**

A l'aide d'une balance électronique on détermine la valeur de coagulant (chlorure ferrique 2,5g, pureté 97%). On verse le soluté dans la fiole jaugée de volume de 250 ml. On ajoute de l'eau distillée au 2/1 de la graduation, la mixture est agitée pour dissoudre le chlorure d'aluminium avec un agitateur magnétique et pour l'homogénéiser la solution. On complète avec une pissette d'eau distillée jusqu'au trait de jauge. On laisse reposer, on pose une étiquette d'identification.

- **Préparation de sulfate ferrique**

A l'aide d'une balance électronique on détermine la valeur de coagulant (chlorure ferrique 2,5g, pureté 98%). On verse le soluté dans la fiole jaugée de volume de 250 ml. On ajoute de l'eau distillée au 2/1 de la graduation, la mixture est agitée pour dissoudre le chlorure d'aluminium avec un agitateur magnétique et pour l'homogénéiser la solution. On complète avec une pissette d'eau distillée jusqu'au trait de jauge. On laisse reposer, on pose une étiquette d'identification.

I.6.2. Principe de la méthode de JAR -TEST :

La méthode Jar-test repose sur le phénomène de coagulation floculation. Une série de béchers est agitée de la même façon. La série comporte les mêmes volumes d'échantillons (eaux usées) et sont soumis à des doses croissantes du coagulant pour en déterminer la dose optimale. Les résultats sont appréciés visuellement, par mesure de turbidité, d'absorbance et volume des boues. Ce processus comprend trois phases :

* Agitation rapide : le coagulant est introduit dans l'échantillon répandu rapidement et uniformément.

* Coagulation: l'ajout de coagulant à une dispersion colloïdale provoque une déstabilisation des particules par une diminution des forces qui tendent à séparer les particules. Le coagulant

réagit avec les colloïdes à travers un ensemble de réactions chimiques et physico-chimiques, qui conduisent à la diminution des forces répulsives.

* Floculation: correspond par définition à la formation des flocons qui sont des agrégats particulaires. C'est la deuxième étape de la formation des particules décantables à partir des colloïdes déstabilisés. Ceci est dû à une agitation lente, qui transforme les particules en flocons de plus grande taille pour permettre la séparation par décantation.

Les essais de Jar-test ont été réalisés sur un flocculateur à 6 agitateurs (flocculateur GLT4 6 POSTES) (Photo I.9) avec une vitesse de rotation individuelle entre 0 et 200 tr/min. Cet appareil permet d'agiter simultanément le liquide contenu dans une série de bécans remplis chacun de 500 ml d'eau.

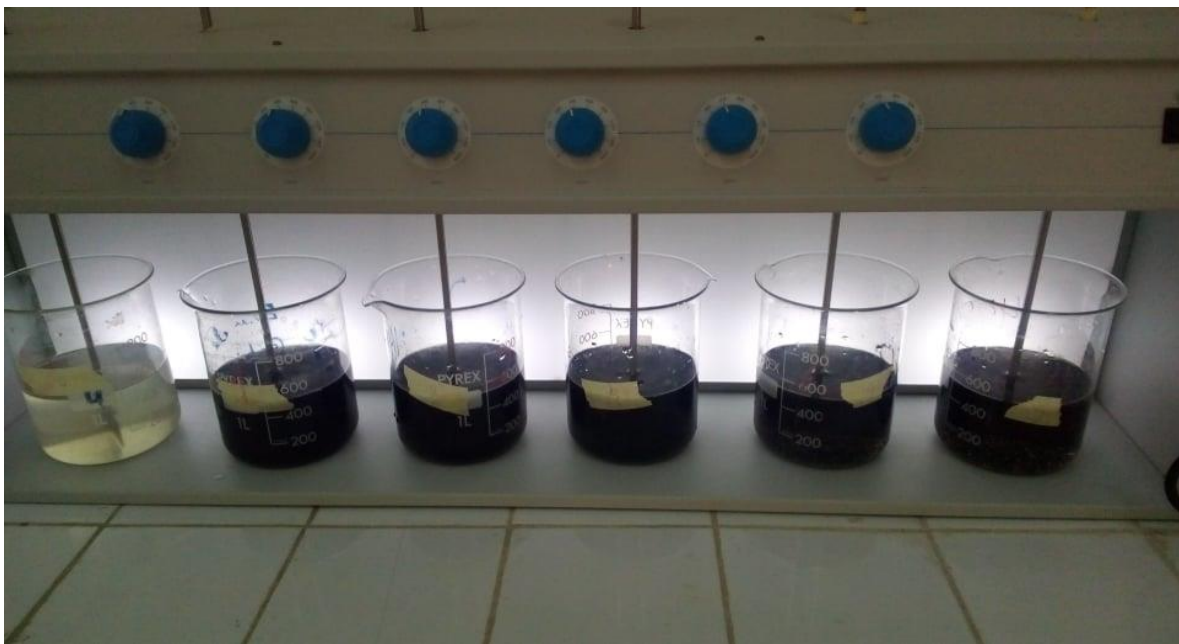


Photo I.10 : Flocculateur GLT4 6 POSTES.

Au cours de notre étude, l'eau brute et le coagulant sont soumis :

- 3min à une agitation rapide de 150 tr/min,
- La vitesse est par la suite réduite à 45tr/min (vitesse de formation des flocons et leur taux de grossissement) pour une durée de 30min.
- Après une décantation de 30min (Une phase durant laquelle le floc déstabilisé est entraîné vers le fond des bécans).
- Le surnageant est siphonné à l'aide d'une pipette pour éviter toute perturbation du floc formé.
- Pour déterminer les paramètres physico- chimiques et ensuite dosé par analyse au spectrophotomètre.

f) Les doses de sulfate de fer ($\text{FeSO}_4 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) utilisées varient de 0 à 100 mg/l, de

I.7. Conclusion :

Dans ce chapitre, nous avons présenté les principales méthodes expérimentales et les étapes suivies au cours de l'étude en laboratoire. Nous avons décrit ainsi la préparation des réactifs et les différents procédés analytiques nécessaires à nos essais. Nous avons également défini les conditions expérimentales pour la technique de jar-test par laquelle nous avons réalisé, au cours des différentes étapes, nos manipulations de coagulation-floculation.

*Chapitre II: La coagulation-
floculation et ses effets sur
l'élimination des paramètres
physique-chimique des eaux usées*

II.1. Introduction :

Le traitement des eaux usées est devenu, de nos jours, une priorité, aussi bien pour préserver la santé humaine et l'environnement, que pour produire une eau qui pourrait être utilisée en agriculture, en industrie et en d'autres activités sociales. De nombreux procédés d'épuration ont été mis au point, parmi lesquels la coagulation-floculation en utilisant le chlorure ferrique et le sulfates ferrique comme coagulants. L'objectif de ce chapitre est d'étudier l'élimination de la matière en suspension présent dans les eaux usées par coagulation. Les essais sont tous réalisés en eau usée par le sulfate ferrique et le chlorure ferrique, et différents paramètres réactionnels sont pris en compte tels que la dose de coagulant, la conductivité et le pH des solutions.

II.2. Application du chlorure ferrique et sulfate ferrique dans le traitement des eaux usées :

II.2.1. Effet de chlorure ferrique et sulfate ferrique sur la variation des paramètres physiques (pH et conductivité électrique) :

Pour déterminer la dose optimale du coagulant testé (sulfate ferrique et chlorure ferrique), l'essai coagulation et la floculation sont effectuées dans des béchers de 500 ml en utilisant un flocculateur à pales rectangulaires. Le coagulant est introduit à des doses croissantes 0 à 100 mg/l. L'essai est réalisé sans ajustement du pH et à une température ambiante. Après 30 min de décantation, les paramètres pH et conductivité sont déterminés et présentés sur le tableau II.1.

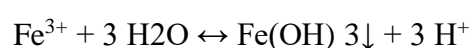
Il est reconnu que le pH influence les taux d'abattement de la pollution contenue dans les eaux usées. Pour chaque eau, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation a lieu rapidement. Plage qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter.

Les résultats obtenus, montrent que l'addition progressive des deux coagulants à l'eau usée brute a provoqué une baisse de pH de 7 à 5,82. Ces valeurs de pH sont proches de 6, pH permettant un abattement optimal selon (Taha et al 1995) C'est le cas du sulfate ferrique.

Dose de coagulant (mg/l)	Paramètres	0	20	40	60	80	100
FeSO ₄	pH	7.16	6.74	6.57	6.35	6.15	5.82
FeCl ₃		7.34	7.18	7.09	6.97	6.92	6.87
FeSO ₄	Cond (mS/cm)	4.52	4.48	4.46	4.3	4.23	4.09
FeCl ₃		4.16	4.03	4.02	3.99	3.97	3.93

Tableau II.1. Effet de la dose du coagulant sur la variation du pH et de la conductivité

D'après la bibliographie (**Rahni et Legube, 1996**) cela est dû à ce que les particules du coagulant déstabilisent les colloïdes négativement chargés présents dans l'eau à traiter, en neutralisant les charges qui génèrent les forces de répulsion entre colloïdes. L'équation générale de l'hydrolyse est :



Le pH et la conductivité diminuent avec l'augmentation de la dose du coagulant, la même observation est obtenue pour les deux coagulants.

II.2.2. Effet de la dose du coagulant sur la variation des paramètres chimiques :

Le suivi de la variation de la (DCO, Oxydabilité au KMNO₄ et Absorbance UV) durant l'ajout des volumes croissants du chlorure ferrique et sulfate ferrique à une série de béciers de 1 litre contenant les rejets à traiter est présenté sur les tableaux (II.2 et II.3) et illustré sur les figures (II.1 et II.2).

Les figures (II.1 et II.2) montrent deux de variation : une phase d'augmentation du taux d'abattement de la charge polluante suivie d'une phase de diminution de ce taux.

Chapitre II : La coagulation-floculation et ses effets sur l'élimination des paramètres physico- chimiques des eaux usées

Tableau II.2. Effet de la dose du coagulant (sulfate ferrique) sur la variation des paramètres chimiques :

Dose du coagulant (mg/l)	0	20	40	60	80	100
Oxydabilité au KMNO₄(mgO₂/l)	14,38	12.00	11.333	10.667	11,047	12,095
DCO (mg/l)	98.12	52.424	20.168	16.472	30.92	44.36
MES (mg/l)	0.35	0.241	0.175	0.17	0.176	0.188
UV- 270 nm	0.402	0.345	0.215	0.199	0.219	0.246

Tableau II.3. Effet de la dose du coagulant (chlorure ferrique) sur la variation des paramètres chimiques:

Dose du coagulant (mg/l)	0	20	40	60	80	100
Oxydabilité au KMNO₄ (mgO₂/l)	16.667	13.523	12.095	11.619	12.572	14.667
DCO (mg/l)	107.864	26.552	19.16	17.48	20.84	42.68
MES (mg/l)	0.371	0.18	0.174	0.172	0.175	0.224
UV -270 nm	0.422	0.319	0.213	0.199	0.219	0.226

Chapitre II : La coagulation-floculation et ses effets sur l'élimination des paramètres physico- chimiques des eaux usées

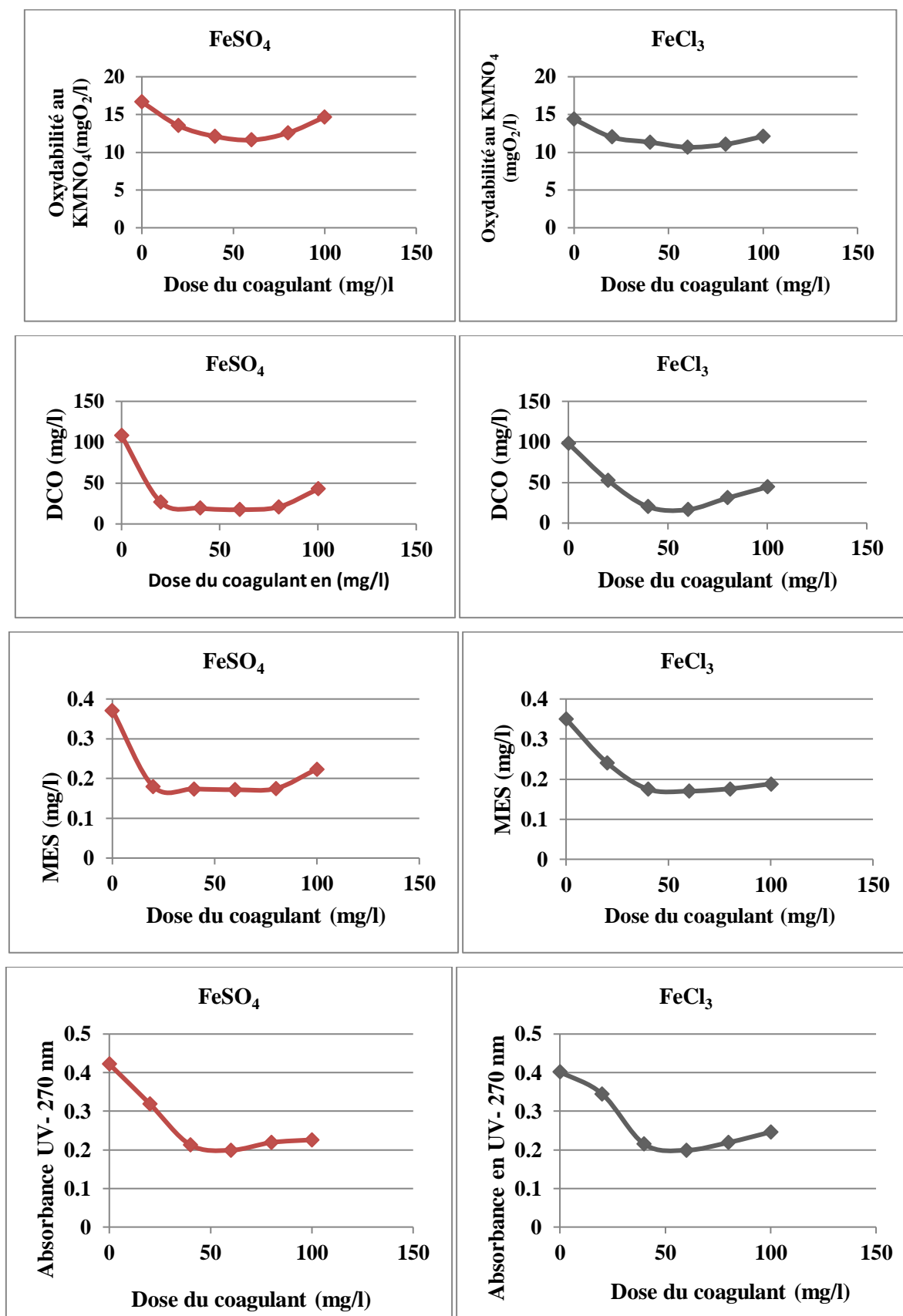
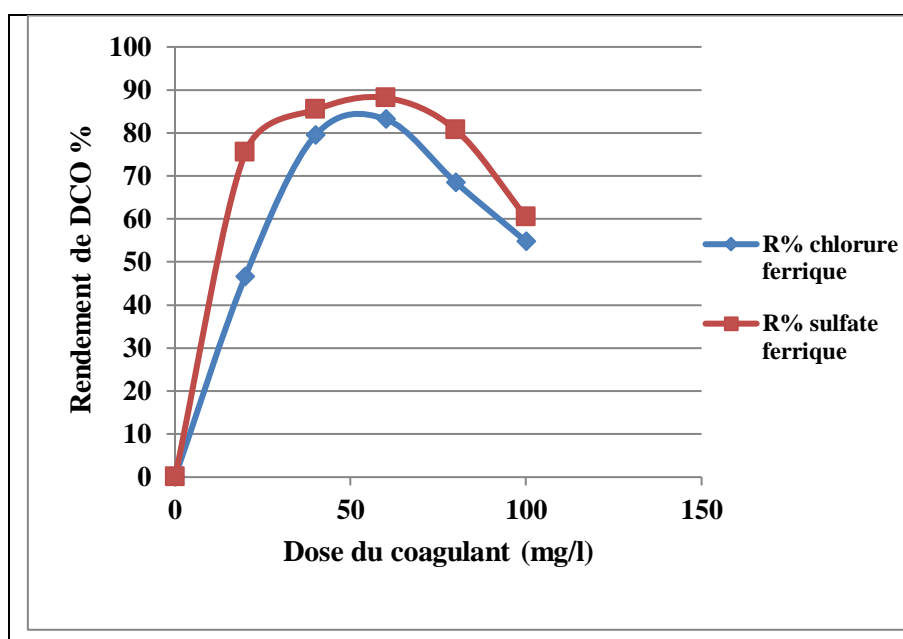
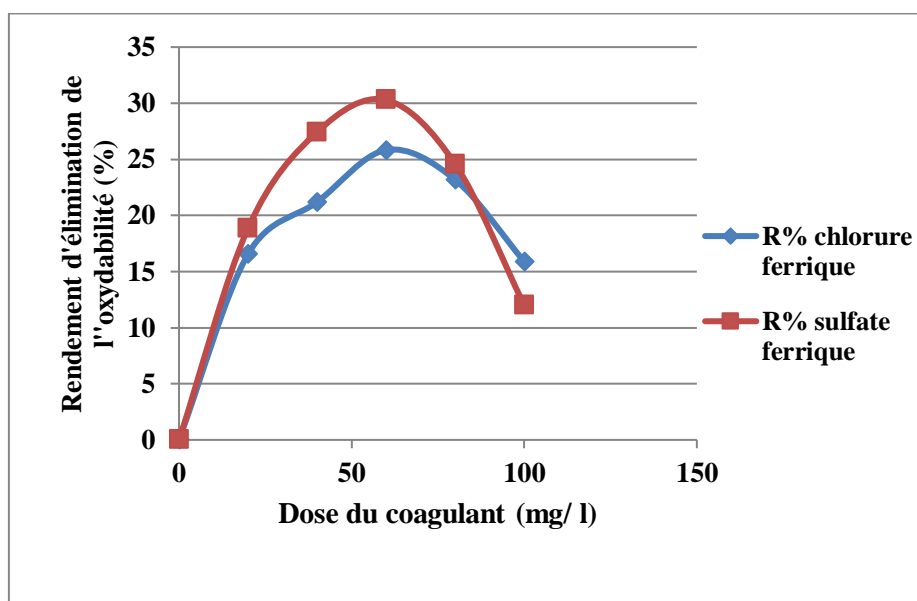


Figure II.1 : Variation des paramètres chimiques en fonction de la concentration du sulfate ferrique et le chlorure ferrique.

Chapitre II : La coagulation-floculation et ses effets sur l'élimination des paramètres physico- chimiques des eaux usées

D'après les résultats obtenus, nous constatons que l'élimination des paramètres (oxydabilité, DCO, MES, ABS 270) diminue avec l'augmentation de la dose de coagulant. Les résultats de la coagulation ont montré que la concentration optimale varie autour de 60 mg pour les deux coagulants. Avec une variation légère entre les deux coagulants pour tous les paramètres étudiés et les résultats obtenus avec le sulfate ferrique sont mieux par rapport à ceux obtenus avec le chlorure ferrique.

II.2.3. Le taux d'abattement des paramètres étudiés en fonction de la dose du coagulant :



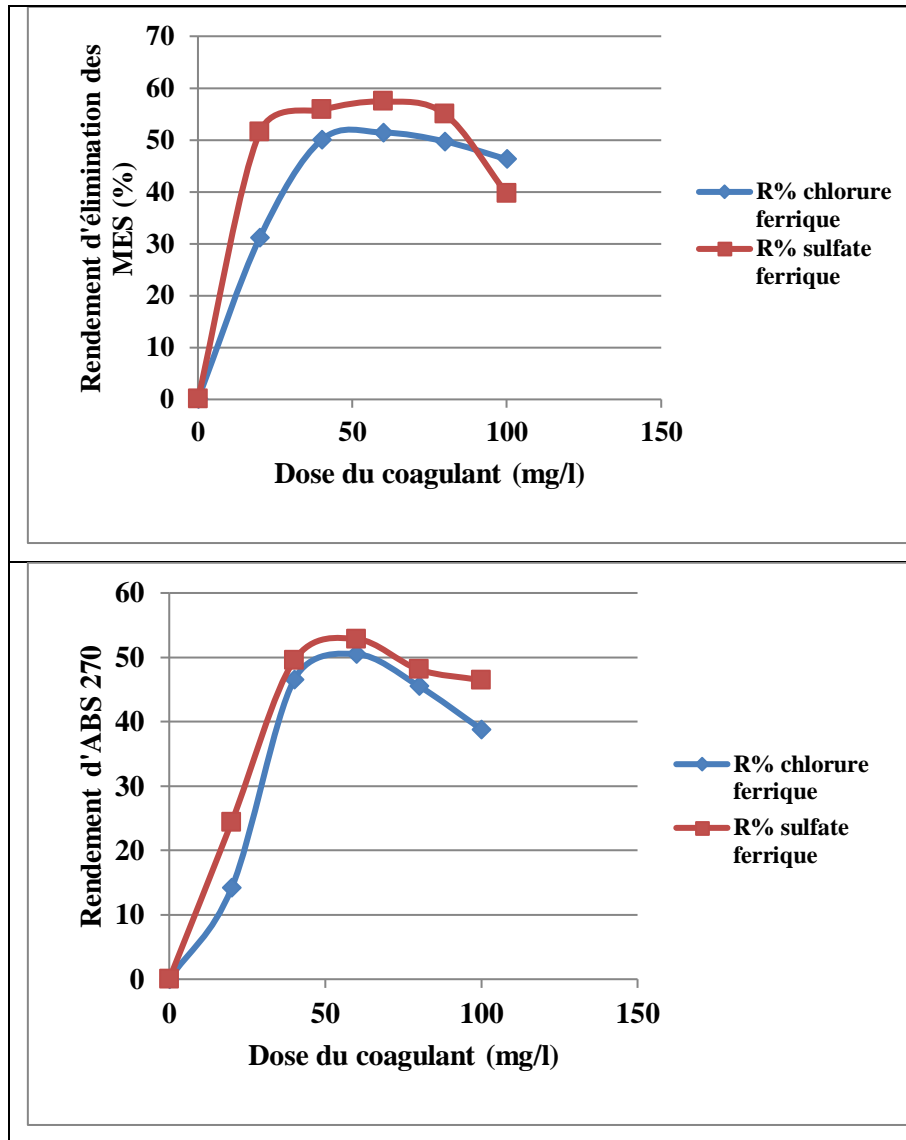


Figure II.2 : Taux d'abattement des paramètres chimiques en fonction de la dose des deux coagulants (Sulfate ferrique et chlorure ferrique)

D'après les résultats les figures (II.2), on constate que Les résultats de la coagulation par le chlorure ferrique et sulfate ferrique ont montré que :

- La concentration optimale varie autour de 60 mg/l pour chaque coagulant.
- Les essais réalisés aussi bien sur le sulfate ferrique que sur le chlorure ferrique ont montré l'efficacité du sulfate ferrique avec une meilleure élimination pour la DCO de 88.15% et 83.21% respectivement pour le sulfate ferrique et chlorure ferrique.
- Le rendement d'élimination de l'oxydabilité varie respectivement vers 25.82% et 30.28% pour le chlorure ferrique et le sulfate ferrique.

- On observe qu'au-delà de la concentration 60 mg/l, une diminution du rendement d'élimination de tous les paramètres. Ceci est dû à la surdose en coagulant qui provoque la restabilisation des particules colloïdales ainsi la disponibilité de leurs sites diminue et empêche la formation des ponts interparticulaires.

II.3. Effet de l'adjuvant sur l'amélioration du procédé de coagulation-floculation:

L'objectif de cette phase d'étude est donc d'observer l'incidence d'un traitement combiné coagulation-floculation au chlorure ferrique et au sulfate ferrique sur deux adjuvants sur la qualité des eaux usées. Les essais de Jar-Test ont permis de déterminer les doses optimales de Coagulant (60 mg/l). Nous avons testé au cours de notre étude deux types d'adjuvants selon le rôle que peut accomplir chacun d'eux. Il s'agit de la chaux et la bentonite.

- La chaux est un réactif utilisé depuis longtemps pour l'adoucissement, l'ajustement du pH et pour le traitement par excès de chaux. La coagulation par la chaux repose sur des types de réactions similaires à celle de l'adoucissement.
- De nombreuses études ont montré que la bentonite présente également une capacité d'adsorption non négligeable vis-à-vis de composés minéraux et organiques.
- La bentonite et la chaux ont été introduites au cours de l'agitation lente, avec des doses variables allant de 10 mg à 100 mg. Les résultats obtenus sont présentés sur les tableaux et les figures.

II.3.1. Effet de la dose d'adjuvant sur la variation des paramètres physiques-chimique :

1. Cas du chlorure ferrique avec la chaux :

Tableau II.4 : Effet de la dose de la chaux sur la variation des paramètres physiques-chimiques

Dose de chaux (mg/l)	0	10	25	50	70	100
pH	6.45	6.42	6.4	6.35	6.34	6.33
Cond (mS/cm)	4.64	4.62	4.58	4.55	4.52	4.38
Oxydabilité au KMNO₄(mgO₂/l)	12.57	8.7619	8.095	8.571	8.667	7.714
DCO	27.896	3.032	0.344	1.352	2.024	2.024
MES	0.217	0.09	0.089	0.091	0.091	0.092
Abs 270	0.199	0.093	0.088	0.09	0.091	0.092

2. Cas Chlorure ferrique avec la bentonite :

Tableau II.5 : Effet de la dose de la bentonite sur la variation des paramètres physico-chimiques

Dose de bentonite (mg/l)	0	10	25	50	70	100
pH	6.18	6.09	6.04	6.04	6.03	5.98
Cond (mS/cm)	5.04	5.01	4.93	4.85	4.77	4.63
Oxydabilité au KMNO ₄ (mgO ₂ /l)	9,242	5,333	4,952	5,619	6	5,428
DCO (mg/l)	27.088	2.056	0.310	1.688	2.024	1.688
MES (mg/l)	0.243	0.107	0.094	0.097	0.098	0.099
Abs 270	0.248	0.107	0.1	0.113	0.115	0.116

a) Variation de l'oxydabilité en présence de deux adjuvants

Tableau II.6 : Etude comparative entre les deux adjuvants

Dose de l'adjuvant (mg)	0	10	25	50	70	100
Rendement d'élimination de l'oxydabilité en présence de la bentonite (%)	25.82	42,27	46,39	39,17	35,05	31,24
Rendement d'élimination de l'oxydabilité en présence de la chaux (%)	25.82	30,30	35,61	31,82	31,06	28,64

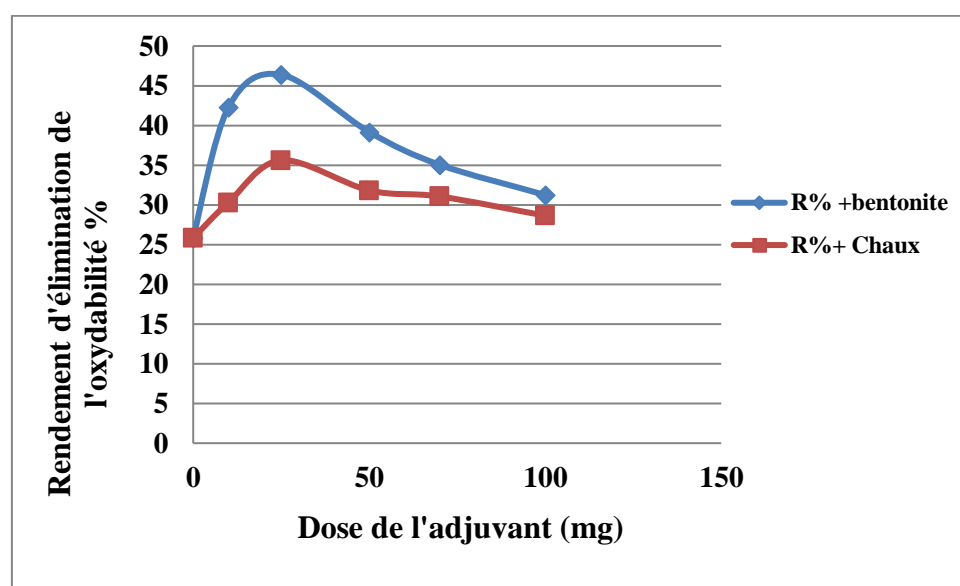


Figure II.3 : Effet des deux adjuvants sur oxydabilité.

b) Cas de la DCO :

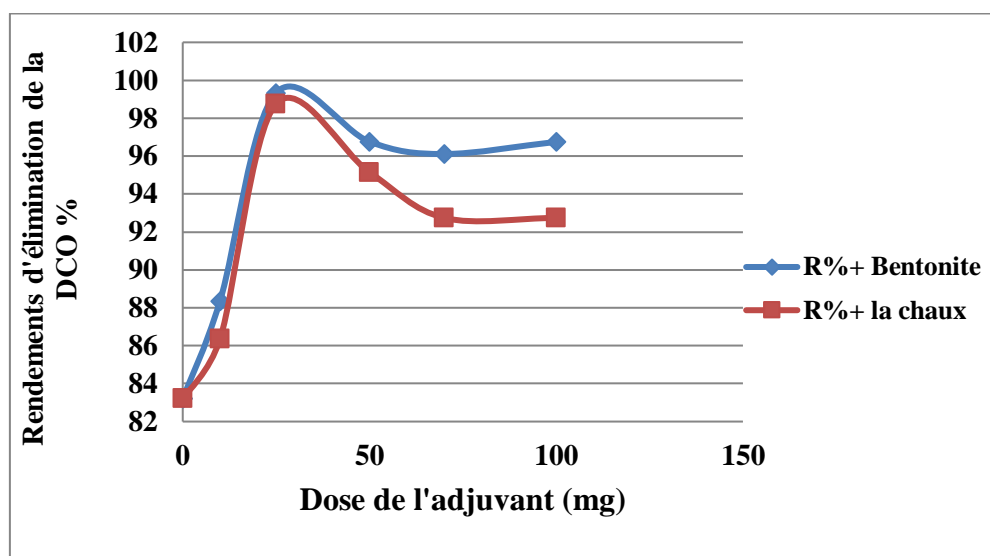


Figure II.4 : Effet des deux adjuvants sur DCO.

Les résultats obtenus sont présentés sur les tableaux (II.5 et II.6) et les figures (II.3 et II.4) montrent que, la bentonite améliore l'élimination de la DCO et de la matière organique par rapport à la chaux. Donc la bentonite est plus efficace comme adjuvant.

L'amélioration du rendement allant de 25.82% à 46.39% pour l'oxydabilité et de 88.37% à 99.76% pour la DCO, peut s'expliquer par la possibilité d'adsorption de la matière organique aussi bien sur les floes d'hydroxyde de fer formés que sur les particules de bentonite.

3. Cas de sulfate ferrique :

a) Sulfate ferrique avec bentonite :

Tableau II.7 : Effet de la dose de la bentonite sur la variation des paramètres physico-chimiques

Dose de la bentonite (mg/l)	0	10	25	50	70	100
pH	6.92	6.91	6.88	6.86	6.82	6.79
Cond (mS/cm)	4.68	4.63	4.59	4.55	4.5	4.29
Oxydabilité au KMNO ₄ (mgO ₂ /l)	12.095	8.285	7.809	8.00	8.190	8.285
DCO (mg/l)	51.752	8.072	5.384	6.065	6.392	6.728
MES (mg/l)	0.207	0.085	0.084	0.085	0.086	0.086
Abs 270 nm	0.26	0.257	0.124	0.201	0.237	0.247

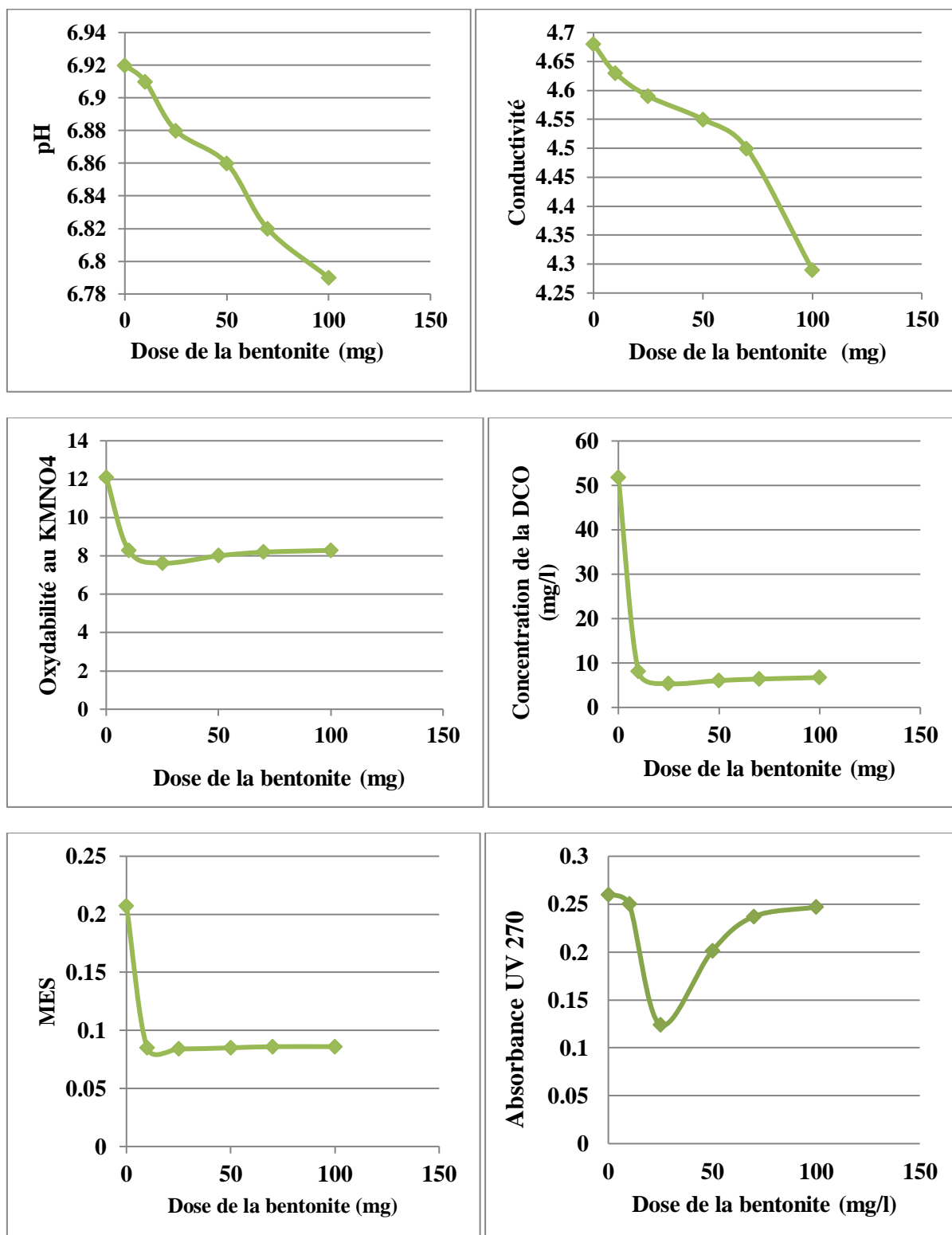


Figure II.5: Evolution des paramètres en fonction de la dose de bentonite.

A partir des résultats présentés sur la figure on remarque que tous les paramètres diminuent avec l'augmentation de la concentration d'adjuvant (la bentonite). Les effets de la bentonite apparaissent comme plus bénéfiques par rapport à la chaux.

II.4.Conclusion :

L'objectif de notre travail a été d'étudier les possibilités d'élimination des matières en suspension colloïdales par un procédé physico-chimique de coagulation et floculation. L'étude expérimentale que nous avons réalisée nous a permis de constater que la coagulation au sulfate ferrique aboutit à d'excellents rendements d'élimination des paramètres physico-chimiques. Le meilleur résultat est obtenu par l'application du sulfate d'aluminium à une dose de 60 mg/l. L'utilisation des adjuvants la bentonite et la chaux pour l'amélioration de la coagulation floculation. L'utilisation de la bentonite comme adjuvant a amélioré le procédé de coagulation floculation mieux que la chaux. Le sulfate ferrique a prouvé son efficacité dans le traitement des eaux usées du rejet d'égout Communal de la wilaya de Biskra par rapport au chlorure ferrique.

La coagulation-floculation est un processus physico-chimique, qui permet de transformer la suspension colloïdale ainsi que la matière organique dissoute en des particules plus importantes aptes à sédimenter. L'efficacité de cette étape de traitement est liée au pH, au type et au dosage du coagulant ainsi qu'à la nature des particules et des matrices minérales et organiques. La coagulation-floculation présente un intérêt qui va au-delà de la simple clarification d'une eau puisqu'elle peut éliminer, si elle est optimisée, un pourcentage important de la matière organique.

L'objectif de notre étude est de traiter d'une part les eaux usées de la wilaya de Biskra par un traitement physico-chimique en procédant à une coagulation-floculation en utilisant le sulfate de fer et le chlorure de fer dans le traitement des eaux au niveau de laboratoire de traitement des eaux du Département d'Hydraulique à l'Université de Biskra. D'autre part, nous avons étudié l'effet des adjuvants (bentonite et la chaux) pour améliorer le traitement des eaux usées. Les résultats obtenus ont montré que :

- La concentration optimale varie autour de 60 mg/l pour chaque coagulant.
- Les essais réalisés aussi bien sur le sulfate ferrique que sur le chlorure ferrique ont montré l'efficacité du sulfate ferrique avec une meilleure élimination pour la DCO de 88.15% et 83.21% respectivement pour le sulfate ferrique et chlorure ferrique.
- Le rendement d'élimination de l'oxydabilité varie respectivement vers 25.82% et 30.28% pour le chlorure ferrique et le sulfate ferrique.
- On observe qu'au-delà de la concentration 60 mg/l, une diminution du rendement d'élimination de tous les paramètres.
- La bentonite améliore l'élimination de la DCO et de la matière organique par apport à la chaux. Donc la bentonite est plus efficace comme adjuvant.
- L'amélioration du rendement en présence de la bentonite allant de 25.82% à 46.39% pour l'oxydabilité et de 88.37% à 99.76% pour la DCO.
- Les essais de traitement par coagulation-floculation ont montré que les coagulants (chlorure ferrique et sulfate ferrique) utilisés permettraient de débarrasser l'effluent de Biskra de sa turbidité et de diminuer sa charge organique.

La coagulation floculation comme montre les résultats de l'étude est donc l'un des procédés fondamentaux de clarification pour le traitement des eaux, et c'est un processus de dépollution qui participe à protéger notre environnement.

Reference bibliographique

- ✓ **Adamczyk Z., (2003).** Particle adsorption and deposition: role of electrostatic interactions. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100-102, 267-347.
- ✓ **Ademe., (2000).** Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. CSTB. Reglementation Thermique. 59 p.
- ✓ **Asano T., (1998).** Irrigation with reclaimed municipal wastewater : California experiences. *CIHEAM Options Méditerranéennes, Bari (Italy)*. pp. 119-132
- ✓ **Azzaz Rahmani F., (2007).** Conception et gestion des réseaux d'assainissement de la ville de THENEIT EL HAD (W. TISSEMSILT), Mémoire de fin étude d'assainissement, Mémoire de fin étude d'assainissement, E.N.S.H, Blida.
- ✓ **Baumont, S., Camard, J.P., Lefranc, A. et Franconi, A., (2004).** Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. *Observatoire Régional de Santé d'Île-de-France*, 176 p.
- ✓ **Beaudry J. P., (1984).** « Traitement des eaux, Ed. Le Griffon d'argile INC, Canada. P27-41.
- ✓ **Belarbi F (2000).** « Etude comparative de l'effet des caractéristiques physicochimique des particules solides sur la coagulation-floculation » Mémoire d'Ingénieur d'Etat en Génie Rural Université de Blida.
- ✓ **Belmessai S., (2018).** (Qualité des eaux usées brutes et épurées de la STEP Said Otba (Ouargla)) Mémoire de Master en Hydraulique, Université Mohamed Khider de Biskra.
- ✓ **Ben mira zitouni. M & Benchaib. E., (2015).** «MODÉLISATION D'UN PROCESSUS D'ÉPURATION PAR LA LOGIQUE FLOUE ». *Projet de Fin d'Etudes Pour l'obtention de diplôme Master En Génie électrique.*
- ✓ **Bendiaf R., (2018).** (Evaluation de la qualité des eaux usées brutes et épurées de la STEP d'Ain Sfiha (Sétif)) Mémoire de Master en Hydraulique, Université Mohamed Khider de Biskra.
- ✓ **Benfield, judkins & Weand., (1982).** *Procès Chemistry for Water and Wastewater Treatment.* Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 510 p.
- ✓ **Benelmouaz A., (2015).** (Performances épuratoires d'une station d'épuration de Maghnia). *Projet de fin d'études pour l'obtention du Diplôme de Master En Hydraulique, Université Abou-Bakr Belkaid de Tlemcen.*

- ✓ **Bensayah N.A. & Lekehal I., (2017).** (L'étude des systèmes de collecte et épuration des eaux usées du Groupement urbain de Tlemcen). Projet de fin d'étude pour l'obtention du diplôme de master en hydraulique, université Abou Bakr Belkaid-Tlemcen.
- ✓ **Besra L., Sengupta K., Roy, S. K., and Ay, P.** Polymer adsorption: its correlation with flocculation and dewatering of kaolin suspension in the presence and absence of surfactants. *International Journal of Mineral Processing*, 66 (2002) 183-202.
- ✓ **Blumenthal, U.J., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. and Mara, D.D., (2000).** Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence. WELL128 Study, Task No. 68 Part 1, London School of Hygiene & Tropical Medicine, UK WEDC, Loughborough University (UK). 67p.
- ✓ **Boeglin J.C., (1997).** Analyse des eaux résiduaires, Pollution industrielle de l'eau caractérisation, classification, mesure, technique de l'ingénieur, traite du génie industriel ; p1210-1
- ✓ **Boswell, F.C., Parker, M.B. and Gaines, T.P., (1989).** Soil zinc and pH effects on zinc concentrations of corn plants. *Communications in soil Science and Plants analysis* 20:1575-1600.
- ✓ **Bouafia S., (2010).** dégradation des colorants textiles par procédés d'oxydation avancée basée sur la réaction de fenton ; Thèse de doctorat; Université Saad Dahleb de Blida.
- ✓ **Boukredimi A & Berrahal M., (2014).** Suivi des analyses des eaux sanitaires de complexe gp2/z ; mémoire de Master ; Université des Sciences et de la Technologie d'Oran.
- ✓ **Boumediene A., (2013).** (bilan de suivi des performances de fonctionnement d'une station d'épuration a boues activées: cas de la STEP AIN EL HOUTZ). Mémoire de licence en hydraulique, Université Abou-Bakr Belkaid de Tlemcen.
- ✓ **Bourrier R., Satin M., Selmi B., (2010).** « Guide technique de l'assainissement» (collecte-épuration-conception-exploitation),4ème édition.
- ✓ **Boursali I., (2011).** « Etude expérimentale de la coagulation-floculation par le sulfate ferrique et le chlorure ferrique des matières en suspension » Mémoire d'Ingénieur d'Etat en Géologie Université de Tlemcen.
- ✓ **Buffle J.** Complexation reactions in aquatic systems: an analytical approach. p..Chichester, John and Wiley 1988 692.

- ✓ **Buffle J., Altmann R. S., Fillella M., and 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.
- ✓ **Cardot C; (1999).** « les traitements de l'eau », Procèdes physico–chimiques et biologique cours et problèmes résolus – Edition Marketing.S.A.
- ✓ **Cardot G., (2005).** Génie de l'environnement ; Les traitements de l'eau procédés physicochimiques et biologiques cours et problèmes résolus, Edition Ellipse.
- ✓ **Carr, R.M., Blumenthal, U.J. and Mara, D.D., (2004).** Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture: Developing Realistic Guidelines. In: Scott, C., N. Faruqui, and L.Raschid-Sally (ed.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, CAB International, London.
- ✓ **Cauchi, Hyvrard, Nakache, Schwartzbrod, Zagury, Baron, Carre, Courtois, Denis, Dernat, Seguret., (1996).** La réutilisation des eaux usées après épuration. *Techniques, Sciences et méthodes*, 2:81-118.
- ✓ **Dakkiche B., (2018).** (Elimination du cuivre présent dans les eaux usées industrielles par coagulation – floculation en utilisant le sulfate d'aluminium – comparaison avec le chlorure ferrique). Mémoire de Master en Hydraulique, Université Mohamed Khider de Biskra.
- ✓ **Degrémont S., (2005).** Mémento technique de l'eau, dixième édition, tomp 1 et 2.
- ✓ **Degrémont., (1989).** Mémento technique de l'eau, tome 1, édition Technique et Documentation.
- ✓ **Dégriment (1978).** mémento technique de l'eau , 8ème édition. Edition Technique
- ✓ **Dentel S.K., (1991).** Coagulant control in water trématent, *Crit. Rev. Environ. Control.*, 21, 1,41-135
- ✓ **Deshayes M., (Juin 2008).** « QUALISTEP Guide pour l'établissement des Plans d'Assurance de la Qualité dans le cadre de la réalisation des stations d'épuration de type boues activées en lots séparés » INSA de Strasbourg, Spécialité Génie Civil, option aménagement du territoire.
- ✓ **Desjardins C., (1999).** Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (actiflo) à l'aide d'une procédure modifiée de jar-test, mémoire pour l'obtention du diplôme de maitrisées sciences appliqués, Ecole polytechnique de Montréal, Canada.
- ✓ **Desjardins R., (1997).** Le traitement des eaux. 2ème édition. Ed. Ecole polytechnique. de Montréal, 2ème édition revue et améliorée.

- ✓ **Devaux I., (1999).** Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise. Thèse en Sci. De la vie et de la santé. Univ. J. Fourier, Grenoble (France). 257 p. Environ. Research, 70(4):962-968.
- ✓ **Ezziane S., (2007).** « Traitement des eaux de rejets de l'unité de TENES » mémoire de Magister Université de Chlef.
- ✓ **Faby J.A. et Brissaud F., (1997).** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigatin. Office International de l'Eau, 76 p.
- ✓ **Fao (2003).** L'irrigation avec les eaux usées traitées. Manuel d'utilisation. Bureau Régional pour le Proche Orient et l'Afrique du Nord. Caire Egypte. 68p
- ✓ **François B., (2006).** Distribution et collecte des eaux, édition : presses international polytechniques.
- ✓ **Froese K.L., (1998).** Health effects associated with wastewater treatment, disposa land reuse Water.
- ✓ **Gallard H., Gunten U.V., (2002).** Chlorination of natural organic matter: kinetics of chlorination and of THM formation, Water Res. 36 (2002) 65–74.
- ✓ **Garban B., Ollivon D., Teil M.J., Blanchard M., Blanchoud H., Motelay-Massei§ A., Chesterikoff C., Hanselin L., Rolet, J., Le Genti J. Et Chevreuil M., (2003).** Activités humaines et transferts de polluants organiques persistants (POP). Laboratoire Hydrologie et Environnement, Université Pierre et Marie Curie, Paris. 36 p.
- ✓ **Grosclaude G., (1999).** L'eau : usage et polluant, Tome II. 4eme Edition: INRA, Paris.
- ✓ **Gupta, N., Khan, D.K. and Snatra, S.C., (2007).** an assessment of heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 80 :115-118
- ✓ **Hector Ricardo Hernández De León., (2006)** « Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable», Thèse de doctorat à l'institut nationale des sciences appliquées de Toulouse.
- ✓ **Jiries N.G., Al Nasir F.M. and Beese F., (2002).** Pesticide and heavy metals residue in wastewater, soil and plants in wastewater disposal site near Al-Lajoun Valley, Karak, Jordan. Water, Air and Pollution, 133:97-107
- ✓ **Kane M.B., (2017).** (Analyse et traitement des eaux d'Oued Fès par le procédé de coagulation-floculation) MEMOIRE DE FIN D'ETUDES Pour l'Obtention du Diplôme de Master Sciences et Techniques Université de Fès.
- ✓ **Kettab A., (1992).** Traitement des eaux « Les eaux potable », édition O.P.U, Alger.

- ✓ **Kherifi W., (2009).** étude de la cinétique de sédimentation des matières en suspension dans le calcul des décanteurs, mémoire de magistère, Université badji-Mokhtar-Annaba.
- ✓ **Koller E., (2004).** Traitement des pollutions industrielles. Eau – air – déchets – sols– boues. Prais, Dunod, pp 424.
- ✓ **Lakhdari B., (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-TLEMCEM.
- ✓ **Larakeb M., (2015).** « Elimination du Zinc par adsorption et par coagulation-floculation », thèse de doctorat LMD en hydraulique, université de Biskra.
- ✓ **Lefebvre E., (1990),** Coagulation des substances humiques aquatiques par le fer ferrique en milieu aqueux. Effet de la peroxydation, Thèse de Doctorat, Université de Poitiers, France.
- ✓ **Léonard A., (2002).** Etude du séchage convectif des boues de station d'épuration suivi de la texture par micro-tomographie à rayons x, thèse de doctorat, Faculté des sciences appliquées, université de Liège.
- ✓ **Liu, W.H., Zhao, G.Z., Ouyang, Z.Y., Derlund, L.S. and Liu, G.H. (2005).** Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. Environ. International 31:805– 812.
- ✓ **Masséna P.A., (2001).** Valorisation des eaux usées en irrigation localisée. Office International de l'Eau, 14 p.
- ✓ **Mekhalif F., (2009).** Réutilisation Des Eaux Résiduaires Industrielles Épurées Comme Eau D'appoint Dans Un Circuit De Refroidissement ; Mémoire de Magister en Chimie Option : Pollution Chimique et Environnement ; Université du 20 Août 1955 SKIKDA Faculté des Sciences Département des Sciences Fondamentales.
- ✓ **Miquel G., (2003).** La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Tome I, 198 p.
- ✓ **Mizi A., (2006).** Traitement des eaux de rejets d'une raffinerie des corps gras région de BEJAIA et valorisation des déchets oléicoles ; Thèse de doctorat ; Université de Badji Mokhtar –Annaba
- ✓ **MOTTOT Y., (2000).** Coagulants et floculants, Texte des 279 conférences de l'Université de tous les savoirs.
- ✓ **Moussaoui F., (2009).** « Essais du traitement des lixiviats de la décharge de Wilaya de Saida par coagulation – floculation ». Mémoire d'ingénieur en chimie industrielle, option : génie de l'environnement, université de Saida.

- ✓ **National Research Council (NRC) (1998)** Issues in Potable Reuse: The Viability of Augmenting Drinking Water Supplies with Reclaimed Water. National Academy Press, Washington D.C. (USA).
- ✓ **National Research Council (NRC). (2004).** Indicators for Waterborne Pathogens. National Academy Press, Washington, DC (USA).
- ✓ **OMS., (1989).** L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : recommandations à avisées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé. Série de rapports techniques n° 778. OMS. Genève.
- ✓ **Oms., (1997).** Aspects sanitaires et nutritionnels des oligo-éléments et des éléments en traces. Editions de l'OMS, 366 p.
- ✓ **Pascual I., Antolín M.C., García C., Polo A. and Sánchez-Díaz M., (2004).** Plant availability of heavy metals in a soil amended with a high dose of sewage sludge under drought conditions. *Biol Fertil Soils*, 40: 291–299.
- ✓ **Pearson H., (2005).** Microbiology of waste stabilisation ponds. In: A. SHILTON (Ed.) : pp.14-48. *Pond Treatment Technology*. London: IWA Publishing.
- ✓ **Prévost M., (2010).** Traitements physico-chimiques. Notes du cours CIV8210. École Polytechnique de Montréal.
- ✓ **Radcliffe, J.C., (2004).** Water Recycling in Australia. Australian Academy of Technological Sciences and Engineering, Parkville, Victoria (Australia).
- ✓ **Rahni M., Legube B., (1996).** *Wat. Res.* 65, 1149.
- ✓ **Rejasse S. J. (2009).** Optimisation du fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées de 10 000 EH, Trélissac », Mémoire d'ingénieur de l'ENGEES, Promotion Indre
- ✓ **Rejsek F., (2002).** Analyse des eaux; aspect réglementaire et techniques, Tome I. Edition Scréren CRDP Aquitaine, Bordeaux.
- ✓ **Richard C., (1996).** Les eaux, les bactéries, les hommes et les animaux. Ed. Scientifiques et médicale Elsevier. Paris.
- ✓ **Rodier J et all., (1996).** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8ème édition. DUNOD. PARIS.
- ✓ **Rodier J., (2005).** L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 9eme édition, Ed. DUNOD. Paris.
- ✓ **Segheiri I R., (1996).** .Elimination des substances humiques extraites de l'eau de la retenue de Hammam-Ghrouz par coagulation -floculation avec le fer ferrique et les sels d'aluminium, Thèse de Magister, université de Constantine, 1996

- ✓ **Sheikh B., Cooper, R.C. and Israel, K.E., (1999).** Hygenic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops: a case study. *Water Science and Technology*, 40(4-5)261-267.
- ✓ **Taha S., Tremaudan G., Dorange G., (1995).** Tec & Doc. Lavoisier, Paris, France. 55.
- ✓ **Tamrabet L., (2011).** Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage. (Doctoral dissertation, Université de Batna 2
- ✓ **Tijani M.N., (2008).** Contamination of shallow groundwater system and soil–plant transfer of trace metals under amended irrigated fields. AGWAT-2678, 8 p.
- ✓ **Troyes I. (2002).** Eaux usées et assainissement. Les traitements adaptés.
- ✓ **U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (2004).** Guidelines for water use.
- ✓ **Valiron F., (1989).** Gestion des eaux : alimentation en eau – assainissement, Presses de l'école nationale des ponts et chaussées, Paris.
- ✓ **Yang Y et al., (2008).** Hypermutability of damaged single-strand DNA formed at double-strand breaks and uncapped telomeres in yeast *Saccharomyces cerevisiae*. *PLoS Genet* 4(11):e1000264.