



جامعة بجاية
Tasdawit n'Bgayet
Université de Béjaïa

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Abderrahmane Mira – Bejaïa
Faculté de Technologie
Département de Génie des Procédés



Mémoire de Fin de Cycle

En vue de l'obtention du diplôme de Master en Génie des Procédés

Spécialité : Génie des Procédés de l'Environnement

Présenté par

M^r BENKHANOUCHE Louanas

M^r FETTOUS Yanis

Thème

*Traitement et valorisation des eaux usées industrielles de
la station d'épuration du complexe agroalimentaire
CEVITAL de Bejaïa*

Soutenu le 14/10/2021

Devant le jury composé de

M ^{me} K. AOUDIA	Maître de Conférences classe A à l'Université de Bejaïa	Présidente
M ^{me} N. CHIBANI	Maître de Conférences classe A à l'Université de Bejaïa	Examinatrice
M ^{me} N. CHERCHOUR	Maître de Conférences classe A à l'Université de Bejaïa	Encadrante

Année Universitaire 2020 / 2021

Remerciements

Ces quelques expressions vont nous permettre de remercier tous ceux qui nous ont beaucoup apporté au niveau scientifique mais aussi personnel,

Ce travail a été réalisé à l'université Abderrahmane Mira de Béjaia.

Nous exprimons notre profonde gratitude et nos sincères remerciements à notre encadrante, Madame N. CHERCHOUR, Maitre de Conférences Classe A à l'Université de Béjaia, qui nous a accordé sa confiance. Sa contribution hautement distinguée dans la réalisation de ce travail nous restera à l'esprit. Son sens d'appréciation scientifique, sa rigueur pour le travail bien fait, ses suggestions pertinentes dans la recherche et surtout sa disponibilité, ont permis, à maintes reprises, de clarifier nos pensées. Nous ne la remercierons jamais assez.

Nous remercions également Monsieur T. OUAR, Ingénieur au Groupe CEVITAL, chargé de notre stage, pour son accueil à la station d'épuration de CEVITAL et sa collaboration hautement bienveillante.

Nous remercions vivement Madame K. AOUDIA, Maitre de Conférences Classe A à l'université de Béjaia, pour avoir accepté de présider notre soutenance et Madame N. CHIBANI, Maitre de Conférences Classe A à l'université de Béjaia, qui a accepté de juger notre travail.

Nous tenons aussi à remercier tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Dédicaces

À mon père,

À ma mère,

À ma sœur,

À mes deux frères,

À la mémoire de mon grand-père,

À mon binôme Yanis qui a été à mes côtés tout au long de la réalisation
de ce projet,

À toutes les personnes que je porte dans le cœur et qui se reconnaîtront
car elles en font autant.

Je vous dédie ce travail en guise de
reconnaissance car vous m'êtes si chers
que je ne peux que vous offrir ce que j'ai
appris de mieux dans ma vie.

Louanas

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail à :

La meilleure des mères ;

Qui a œuvré pour ma réussite ; de par son amour, son soutien, tous les sacrifices consentis et ses précieux conseils, pour toute son assistance et sa présence dans ma vie, reçois à travers ce travail aussi modeste soit-il, l'expression de mes sentiments et de mon éternelle gratitude.

Mon très cher père ;

Merci pour ton soutien dans mes choix notamment dans mes études. J'espère qu'avec ce modeste travail, je puisse te rendre fier de moi.

Mon précieux frère ;

Pour toute la complicité et l'entente qui nous unit, pour son soutien et son aide tout au long de ce travail. Que dieu te garde pour moi.

La mémoire de mon défunt oncle « AHMED » ;

Aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour, l'estime, le dévouement et le respect que j'ai toujours eu pour toi. Que dieu t'accueille dans son vaste paradis.

Mon binôme « Louanas » ;

Qui a travaillé avec patience et sans relâche dans notre travail. Je te remercie pour chaque moment qu'on a passé ensemble.

Mes défunts grands- parents, mes tantes, oncles, cousines, cousins ainsi qu'à toute ma famille.

Yanis

Liste d'abréviations

- **AGL** : Acides gras libres.
- **BTEX** : Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène.
- **CAOW** : Catalytic Wet Air Oxidation.
- **CA** : Charbon actif.
- **CE** : La conductivité électrique.
- **COT** : Le Carbone Organique Total.
- **DAF** : Dissolved Air Flottation.
- **DBO** : La demande Biologique en Oxygène.
- **DCO** : La Demande Chimique en Oxygène.
- **EPA** : Environmental Protection Agency.
- **FAD** : Flottation à Air Dissous.
- **ISO** : International Organization for Standarization.
- **MES** : Matières en suspension.
- **MMS** : Matières minérales en suspension.
- **MVS** : Matières volatiles en suspension.
- **NGL** : Azote global.
- **NK/NTK** : Azote Kjeldahl.
- **NT** : Azote total.
- **OMS** : L'organisation mondiale de la santé.
- **OVH** : Oxydation par voie humide.
- **pH** : Potentiel d'Hydrogène.
- **POA** : Procédés d'oxydation avancée.
- **Q** : Débit.
- **PPM** : Parties par million.
- **P** : Poids.
- **STEP** : Station d'épuration des eaux usées.
- **S** : Surface.
- **T** : Température.
- **UN** : The United Nations.
- **UV** : Ultra-violet.
- **V** : Volume.
- **WAO** : Wet Air Oxidation.
- **WHO** : World Health Organization.
- **WWTP** : Wastewater treatment plant.

Liste des figures

Figure II.1 : Schéma de principe d'une grille droite.....	15
Figure II.2 : Schéma d'un dessableur-déshuileur.....	16
Figure II.3 : Décanteur statique à fond raclé	18
Figure II.4 : Schéma de coagulation floculation suivis d'une décantation et une filtration	18
Figure II.5 : Schéma d'un lit bactérien.....	20
Figure II.6 : Schéma simplifié d'un système à boues activées	21
Figure II.7 : Représentation schématique du mécanisme de base de la photocatalyse TiO_2	28
Figure II.8 : Schéma de principe de la sonolyse indirecte	29
Figure III.1 : Situation géographique du complexe agroalimentaire CEVITAL	33
Figure III.2 : Schéma des procédés de prétraitement de l'industrie CEVITAL.....	36
Figure III.3 : Schéma des procédés de traitement physico-chimique de l'industrie CEVITAL	37
Figure III.4 : Schéma du procédé de traitement biologique de l'industrie CEVITAL	39
Figure III.5 : Schéma des procédés de traitement des eaux usées de l'industrie CEVITAL.....	40
Figure III.6 : Schéma représentatif du mode opératoire pour la mesure de la DCO	42
Figure III.7 : Appareil de mesure de la DBO_5 (OXITOP BOX)	43
Figure III.8 : Détermination des matières en suspension par filtration	44
Figure IV.1 : Courbe de variation de température dans la station d'épuration	47
Figure IV.2 : Diagramme de variation du pH à différentes étapes de traitement	48
Figure IV.3 : Résultats de mesure de DCO à différents points de traitement	50
Figure IV.4 : Le rendement épuratoire des procédés de traitement	51
Figure IV.5 : Schéma des procédés de traitement des pâtes de l'industrie CEVITAL.....	54
Figure IV.6 : Schéma des procédés de traitement des boues à CEVITAL.....	56

Liste des tableaux

Tableau I.1 : Normes de rejets internationales	12
Tableau I.2 : Prescriptions relatives aux rejets provenant des stations d'épuration des eaux urbaines résiduaires en Europe.....	12
Tableau I.3 : Valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur en Algérie	13
Tableau III.1 : Valeurs limites des paramètres de rejet d'effluents liquides d'industrie agro-alimentaire des corps gras.....	35
Tableau IV.1 : Les résultats d'analyse de la DBO ₅ sur les échantillons prélevés	52
Tableau IV.2 : Les résultats d'analyse des MES des échantillons prélevés	52

Sommaire

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

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées

I.1. Introduction.....	3
I.2. Les eaux usées.....	3
I.3. Origine des eaux usées	3
I.3.1. Les eaux usées domestiques.....	3
I.3.2. Les eaux usées agricoles	4
I.3.3. Les eaux de pluie et de ruissellement	4
I.3.4. Les eaux usées industrielles	4
I.4. Nature des polluants rejetés	5
I.4.1. Polluants non persistants (dégradables).....	5
I.4.2. Polluants persistants (lentement dégradables).....	5
I.4.3. Autres polluants.....	5
I.5. Caractéristiques des eaux usées	6
I.5.1. Paramètres physiques.....	6
I.5.1.1. La température (T).....	6
I.5.1.2. Les matières en suspension (MES).....	6
I.5.1.3. La turbidité.....	6
I.5.1.4. La couleur	7
I.5.1.5. La conductivité électrique (CE)	7
I.5.2. Paramètres chimiques	7
I.5.2.1. Oxygène dissous.....	7
I.5.2.2. Demande chimique en oxygène (DCO).....	7
I.5.2.3. Carbone organique total (COT).....	8
I.5.2.4. Azote	8
I.5.2.5. Phosphore.....	9
I.5.2.6. Potentiel Hydrogène (pH)	9
I.5.3. Paramètres biologiques	10
I.5.3.1. Demande biologique en oxygène (DBO).....	10

I.5.3.2. La biodégradabilité	10
I.6. Les impacts environnementaux des eaux usées	11
I.7. Réglementations et normes	11
I.8. Conclusion	13

Chapitre II : Synthèse bibliographique sur les procédés de traitement des eaux usées

II.1. Introduction	14
II.2. Procédés de traitement des eaux usées	14
II.2.1. Procédés classiques	14
II.2.1.1. Prétraitements	14
II.2.1.1.1. Dégrillage	14
II.2.1.1.2. Dessablage	15
II.2.1.1.3. Dégraissage-déshuilage	16
II.2.1.2. Traitements primaires	16
II.2.1.2.1. Coagulation-Floculation	16
II.2.1.2.2. Décantation	17
II.2.1.2.3. Filtration	18
II.2.1.2.4. Adsorption	19
II.2.1.3. Traitements secondaires (biologiques)	19
II.2.1.3.1. Traitements anaérobies	19
II.2.1.3.2. Traitements aérobies	20
II.2.1.3.3. Traitement des boues	22
II.2.1.4. Traitements tertiaires	23
II.2.2. Procédés d'oxydation avancée (POA) pour le traitement des eaux usées	23
II.2.2.1. Mécanismes réactionnels	24
II.2.2.2. Procédés d'oxydation avancée chimiques	24
II.2.2.2.1. Réactif Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$)	24
II.2.2.2.2. Ozonation catalytique (ozone/catalyseur)	25
II.2.2.2.3. Pérozonation ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$)	25
II.2.2.2.4. Oxydation catalytique de l'air humide ($\text{O}_2/\text{Catalyseur}$)	25
II.2.2.3. Procédés d'oxydation avancée photochimiques	26
II.2.2.3.1. Photo-péroxydation ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)	26

II.2.2.3.2. Photo-ozonation (O ₃ /UV).....	26
II.2.2.3.3. Photo-Fenton (Fe ²⁺ /H ₂ O ₂ /UV).....	27
II.2.2.3.4. Photocatalyse hétérogène	27
II.2.2.4. Procédés d'oxydation avancée sonochimiques	28
II.2.2.5. Procédés d'oxydation avancée électrochimiques	29
II.3. Comparaison entre les POA et les procédés classiques de traitement des eaux usées	30
II.4. Conclusion.....	31

Chapitre III : Matériels et méthodes

III.1. Introduction	32
III.2. Présentation de l'entreprise	32
III.2.1. Historique	32
III.2.2. Localisation géographique.....	33
III.2.3. Activités.....	33
III.2.4. Objectifs	34
III.3. Station d'épuration des eaux usées de CEVITAL	34
III.3.1. Normes de rejets industrielles.....	35
III.3.2. Echantillonnage	35
III.4. Procédés de traitement des eaux usées de l'industrie de CEVITAL.....	36
III.4.1. Prétraitement.....	36
III.4.1.1. Décantation.....	36
III.4.1.2. Déshuilage	37
III.4.1.3. Refroidissement	37
III.4.2. Traitements primaires.....	37
III.4.2.1. Acidification	38
III.4.2.2. Coagulation.....	38
III.4.2.3. Flocculation	38
III.4.2.4. Flottation	38
III.4.2.5. Neutralisation.....	38
III.4.3. Traitement secondaires.....	39
III.4.3.1. Homogénéisation	39
III.4.3.2. Traitement biologique par boues activées	39
III.4.4. Traitements tertiaires.....	40

III.5. Techniques d'analyse.....	41
III.5.1. Le pH.....	41
III.5.2. La demande chimique en oxygène (DCO)	41
III.5.3. La demande biologique en oxygène (DBO)	42
III.5.4. Les matières en suspension (MES)	44
III.6. Conclusion.....	45

Chapitre IV : Résultats et discussion

IV.1. Introduction	46
IV.2. Résultats des traitements physico-chimiques et biologiques	46
IV.2.1. La Température.....	46
IV.2.2. Le pH.....	47
IV.2.3. La DCO	49
IV.2.4. La DBO	51
IV.2.5. Les MES	52
IV.3. Traitement et valorisation des pâtes	53
IV.3.1. Chauffage	53
IV.3.2. Saponification.....	53
IV.3.3. Décomposition.....	53
IV.3.4. Décantation.....	54
IV.3.5. Lavage et stockage.....	54
IV.4. Traitement des boues	55
IV.4.1. Stabilisation	55
IV.4.2. Déshydratation.....	55
IV.4.3. Séchage	56
IV.4.4. Chaulage.....	56
IV.5. Valorisation des boues et des eaux épurées	57
IV.5.1. Valorisation des boues	57
IV.5.2. Valorisation des eaux épurées	57
IV.6. Conclusion	58
Conclusion générale	59
Références bibliographiques.	

Introduction générale

Introduction générale

L'eau recouvre 70 % de la surface terrestre. Cependant, seulement une infime partie constitue l'eau douce (approximativement 0,5 % de toute l'eau dans le monde). Cette petite fraction d'eau doit pourtant satisfaire l'ensemble des besoins de l'humanité (Lindberg, 1997)

On estime que 8 % de l'utilisation mondiale de l'eau est à usage domestique, 22 % pour les usages industriels et 70 % pour l'irrigation (Migliaccio, 2010).

Devant ces besoins qui ne cessent d'augmenter et vu l'impossibilité de se contenter seulement de ces ressources naturelles, la recherche de moyens d'épuration adéquats et la réutilisation des eaux traitées est devenue une alternative incontournable afin de mobiliser de plus importants volumes d'eau et répondre ainsi à la demande de plus en plus croissante (Metahri, 2012).

Toutefois, l'eau, en raison de ses propriétés de solvant et de sa capacité à transporter des particules, incorpore en elle-même diverses impuretés. En effet, la plupart des activités humaines qui utilisent de l'eau produisent des eaux usées à charge polluante plus ou moins importante. Les conséquences de l'émission d'eaux usées non traitées dans un milieu naturel peuvent être classées en trois catégories : i) effets nocifs sur la santé humaine ; ii) impact négatif sur l'environnement et les écosystèmes ; et iii) répercussions néfastes sur les activités économiques. D'après les estimations, bien plus de 80 % des eaux usées à travers le monde (plus de 95 % dans certains pays en développement) sont rejetées dans l'environnement sans traitement (UN-Water, 2017).

La gestion des eaux usées est une pratique qui remonte à plusieurs millénaires. En effet, les égouts pour évacuer les eaux nauséabondes étaient courants dans la Rome antique (Ammerman, 1990). Cependant, ce n'est qu'au XIXe siècle que les grandes villes ont commencé à comprendre la nécessité de réduire la quantité de polluants dans les eaux usées qu'elles rejetaient dans l'environnement.

Les objectifs globaux de gestion des eaux usées sont associés à l'élimination des polluants et à la protection et la préservation de nos ressources naturelles (Ballay et Blais, 1998).

Les eaux usées devraient être acheminées vers une station d'épuration (STEP) qui a pour rôle d'extraire et de transformer la pollution en suspension et dissoute pour obtenir une eau épurée répondant aux normes de qualité exigées pour le milieu récepteur (Grosclaude, 1999).

Dans le cadre de ce travail, nous proposons une étude détaillée sur les différents procédés de traitement utilisés dans la station d'épuration du complexe agroalimentaire de CEVITAL et une évaluation des performances épuratoires de cette dernière. Nous présentons également les sous-produits de l'épuration, leur traitement et leur valorisation.

Ce présent travail est structuré en quatre chapitres, le premier chapitre est une synthèse bibliographique qui aborde des généralités sur les eaux usées, les procédés de traitement des eaux usées sont présentés dans le deuxième chapitre, le troisième chapitre est consacré aux différents procédés de traitements pratiqués dans la station d'épuration de CEVITAL, ainsi que les techniques d'analyse que l'entreprise utilise afin d'assurer un suivi des paramètres de l'effluent industriel, le dernier chapitre examine les résultats d'analyse et met en valeur les sous-produits du traitement et leur valorisation.

Chapitre I

Chapitre I

Généralités sur les eaux usées

I.1. Introduction

L'eau est l'élément naturel le plus fondamental de la vie, elle a des utilisations multiples : ménagères, dans les procédés industriels, pour l'irrigation et aussi dans le domaine énergétique (production d'électricité), etc. Cependant, ces multiples utilisations ne sont pas sans conséquences. En effet, l'eau après son utilisation se charge en polluants et pourrait causer une altération du milieu naturel et constituer ainsi un danger de grande envergure pour les temps à venir. Ce chapitre traite des généralités sur les eaux usées et passe en revue leur origine, nature, caractéristiques, impacts environnementaux et réglementation et normes.

I.2. Les eaux usées

Les eaux usées représentent toute eau qui a subi une modification défavorable ou nocive de ses propriétés physico-chimiques et biologiques, cette modification est due directement ou indirectement à l'activité anthropique. Les eaux usées sont issues des activités domestiques, agricoles et industrielles. Elles sont chargées en substances toxiques et ont une composition très complexe. Les eaux usées englobent également les eaux de pluies et leur charge polluante (Dugniolle, 1980 ; Glanic et benetton, 1989). Ces eaux sont considérées comme polluées et nécessitent un traitement avant toute réutilisation ou injection dans un milieu récepteur (Selghi, 2001).

I.3. Origine des eaux usées

Suivant l'origine et la qualité des substances polluantes, on distingue quatre catégories d'eaux usées (Rodier *et al.*, 2005) :

I.3.1. Les eaux usées domestiques

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau, contenant des déjections humaines : urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilettes et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains, etc.). Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension (Dupont, 1981).

I.3.2. Les eaux usées agricoles

Elles représentent les eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. L'agriculture est une source de pollution des eaux non négligeable car elle apporte les engrais et les pesticides. Elle est la cause essentielle des pollutions diffuses, les eaux agricoles issues de terres cultivées chargées d'engrais nitrates et phosphates conduisent par ruissellement à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau (Grosclaude, 1999).

I.3.3. Les eaux de pluie et de ruissellement

Les eaux pluviales ruissellent dans les rues où s'accumulent des polluants atmosphériques, des poussières, des suies de combustion et hydrocarbures rejetés par les véhicules. Les eaux de pluie se chargent par ces substances, ces eaux devraient être collectées avec les eaux usées puis déversées dans les canalisations d'assainissement et acheminées vers une station d'épuration. Cependant, ces eaux sont souvent drainées directement dans les rivières entraînant ainsi une pollution intense du milieu aquatique (Grosclaude, 1999).

I.3.4. Les eaux usées industrielles

Les eaux usées d'origine industrielle, contrairement à celles citées auparavant, ont généralement une composition plus spécifique. Leur composition est directement liée au type d'industrie considérée. Elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés (Rodier *et al.*, 2005). Elles sont donc très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques, azotées ou phosphorées, elles sont chargées en différentes substances chimiques, organiques et métalliques. Selon leur origine industrielle elles peuvent également contenir (Kochtcheeva et Singh, 2000):

- des graisses (industries agroalimentaires, équarrissage) ;
- des hydrocarbures (raffineries) ;
- des métaux (traitements de surface, 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'épuration (Brisou et Denis, 1980)

I.4. Nature des polluants rejetés

I.4.1. Polluants non persistants (dégradables)

Ces produits peuvent être décomposés, par voie chimique ou biologique (par des microorganismes présents naturellement dans l'environnement), en substances simples et non polluantes, comme le dioxyde de carbone, l'azote gazeux, le phosphore. Bien qu'il soit extrêmement délicat de les classer d'une manière absolue, on peut dire, que la plupart des effluents et/ou des déchets comportant une forte teneur en matière organique, font partie de cette classe (Dupont, 1981).

I.4.2. Polluants persistants (lentement dégradables)

Ce type de polluants se caractérise par une capacité très lente à la dégradation physico-chimique ou biologique naturelle. Il s'agit généralement de substances chimiques artificielles d'une très grande stabilité. S'ils sont rejetés sans traitement dans l'environnement, ils ne sont pratiquement pas dégradés et peuvent y demeurer très longtemps, voire déséquilibrer le milieu, en prenant part à des réactions physico-chimiques ou biologiques. Les dommages qu'ils causeraient seront irréversibles, la dégradation de ces éléments prend des dizaines d'années, voire des siècles. Il s'agit de la classe de résidus dont la quantité augmente rapidement. On trouve parmi ces polluants certains pesticides, les composants lixiviés des décharges d'ordures ménagères, certains déchets industriels, certains produits pétroliers, les substances radioactives (strontium 90, césium 137, radium 226), les métaux lourds comme le plomb, le mercure ou le cadmium (El Yamani, 2006).

I.4.3. Autres polluants

Il s'agit notamment de pollution physique et non pas de pollution chimique, qui enlève à l'eau une partie de ses attributs utilitaires et/ou esthétiques. Citons par exemple l'eau chaude des tours de refroidissement (pollution thermique), les débris flottants, les ordures ou encore les mousses (Airfobep, 2008).

I.5. Caractéristiques des eaux usées

Les eaux usées sont caractérisées en fonction de leur composition physique, chimique et biologique, selon le niveau de polluants et les normes fixées. Ces caractéristiques déterminent les techniques de traitement à utiliser pour répondre aux réglementations concernant les rejets.

I.5.1. Paramètres physiques

I.5.1.1. La température (T)

La température est un facteur important des milieux aqueux. Sa mesure est nécessaire, étant donné que son élévation peut perturber la vie aquatique. Elle agit comme facteur physiologique sur le métabolisme et la croissance de la plupart des organismes vivants dans l'eau (WHO, 1989) et est, de ce fait, directement liée à la vitesse de dégradation de la matière organique (Mara *et al.*, 1979). La température joue également un rôle important dans la nitrification et la dénitrification biologique. La nitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32 °C par contre, elle est fortement diminuée pour des températures de 12 à 15 °C et elle s'arrête pour des températures inférieures à 5 °C (Rodier *et al.*, 2005).

I.5.1.2. Les matières en suspension (MES)

Les MES représentent l'ensemble des particules, organiques volatiles (MVS) ou minérales (MMS), non dissoutes de la pollution dans l'eau, c'est donc un paramètre important et représentatif du degré de la pollution d'un effluent urbain ou même industriel. Les MES sont composées en moyenne de 70 % des MVS et 30 % des MMS (Rejsek, 2002). Les MES sont l'indicateur de la turbidité, leur abondance dans l'eau augmente la turbidité (Duguet *et al.*, 2006)

I.5.1.3. La turbidité

La turbidité est une caractéristique optique de l'eau, il s'agit de sa capacité à absorber ou diffuser la lumière. La turbidité est donc un des facteurs de la couleur de l'eau. La turbidité est due à la présence dans l'eau des MES minérales ou organiques. Ainsi, plus une eau est chargée en particules en suspension plus elle est turbide (Shuval *et al.*, 1986).

Les conséquences de la turbidité concernent la pénétration de la lumière et des ultra-violet dans l'eau, et donc la photosynthèse et le développement des bactéries. Par ailleurs, la couleur

de l'eau affecte aussi sa température et donc sa teneur en oxygène, son évaporation et sa salinité (Moore, 1980).

I.5.1.4. La couleur

La couleur des eaux usées est distinguée à l'œil nu, elle est influencée par les matières organiques et minérales présentes dans l'effluent, ainsi que des colorants dissous (Mc Neely *et al.*, 1979). Les eaux usées résiduaires fraîches sont brunes et jaunâtres et deviennent noires avec le temps, tandis que les effluents industriels font apparaître d'autres couleurs.

I.5.1.5. La conductivité électrique (CE)

La conductivité est la propriété que possède une eau à favoriser le passage d'un courant électrique. Elle fournit une indication précise sur la teneur en sels dissous (salinité de l'eau). La conductivité s'exprime en (micro Siemens par centimètre) et est l'inverse de la résistivité qui s'exprime en (Ohm par centimètre). La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau (Rejsek, 2002). Sa mesure est utile car au-delà de la valeur limite de la salinité correspondant à une conductivité de $2500 \mu\text{Sm.cm}^{-1}$, la prolifération de microorganismes peut être réduite d'où une baisse du rendement épuratoire (Shilton *et al.*, 2005 ; Desjardins, 1997).

I.5.2. Paramètres chimiques

I.5.2.1. Oxygène dissous

Ce paramètre représente la quantité d'oxygène dissous dans l'eau en mg.L^{-1} mesuré à l'aide d'un oxymètre. Sa détermination est importante car il est primordial pour maintenir la vie dans un milieu aquatique. Il est nécessaire à la photosynthèse et l'altération des composés organiques. L'oxygène dissous dépend de la température, plus cette dernière est basse, plus l'oxygène est soluble dans l'eau (Garg, 1979).

I.5.2.2. Demande chimique en oxygène (DCO)

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation chimique de toute la matière organique (biodégradable ou pas) présente dans les eaux à l'aide d'un réactif oxydant fort (dichromate de potassium) exprimée en mg L^{-1} (Badia-Gondar, 2003)

I.5.2.3. Carbone organique total (COT)

Le Carbone Organique Total est mesuré directement, dans un test instrumental, et non indirectement par la détermination de l'oxygène consommé. Le test COT mesure tout le carbone libéré sous forme de CO. Pour garantir que le carbone mesuré est bien du carbone organique, les formes inorganiques du carbone (CO₂, HCO₃⁻, etc.) doivent être éliminées avant l'analyse ou être corrigées lors du calcul (Eckenfelder, 1980). Le test COT a été principalement utilisé jusqu'à présent dans la recherche ou dans les évaluations détaillées des caractéristiques du liquide, en raison des coûts élevés de l'équipement.

I.5.2.4. Azote

L'azote est présent dans les eaux usées sous les différentes formes chimiques suivantes : ion ammonium NH₄⁺, nitrites NO₂⁻, nitrates NO₃⁻ et azote organique N_{org} (Kouakou, 2007). Ce paramètre est calculé comme suit :

$$\text{Azote global (NGL)} = \text{Azote Kjeldahl (NK)} + \text{Nitrites} + \text{Nitrates}$$

$$\text{NGL} = (\text{NH}_4^+ + \text{N}_{\text{org}}) + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- \quad (\text{I.1})$$

A noter que l'azote global NGL est aussi appelé azote total (NT).

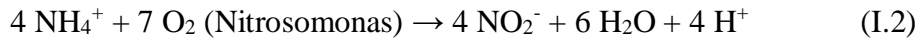
La détermination des nitrates dans les rejets liquides se fait selon la méthode au salicylate de sodium. En présence de ce réactif, les nitrates transforment en acide nitrosalicytrique caractéristique d'une coloration jaune en milieu basique. L'analyse se fait par spectrophotomètre UV visible à 415 nm. La détermination des nitrites consiste à faire une diazotation en milieu acide de la sulfanilamide (C₆H₈O₂N₂S) en présence de dichlorures de N-(1-naphtyl) éthylènediamine. La solution obtenue est un complexe de couleur rose dosé par spectrophotomètre à 540 nm (Rodier, 1984).

L'analyse de l'azote ammoniacal est faite par l'appareil de Kjeldahl de type Buchi 114. L'ammoniaque libre est entraînée en milieu alcalin à pH = 7.4. Elle est pigée par l'acide sulfurique. On dose alors l'excès d'acide (Rodier, 1984).

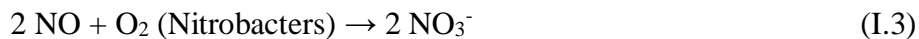
L'azote Kjeldahl NK (notée également NTK) mesuré en mg/L constitue la somme de N_{org} et NH₄⁺. Cette grandeur n'inclut donc pas les composés oxydés de l'azote : nitrites, nitrates et certains composés organiques nitrés. La mesure de faibles teneurs de NK est délicate.

- L'azote organique (N_{org}) constitue les amines, les amides, l'urée, l'acide uréique, etc.

- L'azote ammoniacal (NH_4^+) provient des déjections des êtres vivants mais aussi de la décomposition de l'azote organique par les microorganismes.
- Les nitrites (NO_2^-) sont le produit soit de l'oxydation d'ammonium (NH_4^+) dans les conditions d'aérobic par les nitrosomonas selon la réaction (I.1), soit de la réduction des ions nitrates (NO_3^-) en anoxie par les bactéries hétérotrophes (Kouakou, 2007).



- Les nitrates (NO_3^-) constituent le produit final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau par l'action des nitrobacters en transformant les nitrites en nitrates (Kouakou, 2007).



I.5.2.5. Phosphore

Le phosphore est présent dans l'eau sous plusieurs formes : phosphates, polyphosphates, phosphore organique, etc. L'ion orthophosphate (PO_4^{3-}) est la forme la plus abondante dans l'eau et provient en grande partie des déjections animales et des produits de lessive. Il joue un rôle important dans la respiration des cellules vivantes, dans le stockage et le transfert de l'énergie. A des concentrations élevées dans l'eau, il provoque l'eutrophisation. La protection des milieux aquatiques induit l'abattement du phosphore. Par contre, la réutilisation des eaux à des fins agricoles ne nécessite pas une réduction des teneurs en azote et en phosphore (Selghi R., 2001)

La méthode de dosage du phosphore total repose sur l'oxydation de la matière organique et la conversion de l'une ou l'autre des catégories de phosphate en orthophosphate soluble, par l'action d'un acide et d'un agent oxydant. (CEAEQ, 2011). Le phosphore total est mesuré en mg/L

I.5.2.6. Potentiel Hydrogène (pH)

La mesure du pH des eaux usées donne une indication sur l'alcalinité ou l'acidité de ces eaux. Il est important pour la croissance des micro-organismes qui ont généralement un pH optimal variant de 6,5 à 7,5. Des valeurs de pH inférieures à 5 ou supérieures à 8,5 affectent directement la viabilité et la croissance des micro-organismes (Mara, 1980 ; WHO, 1987). Le pH est donc l'un des paramètres les plus importants de la qualité de l'eau. Il doit être étroitement surveillé au cours de toutes opérations de traitement (Rodier, 1996).

I.5.3. Paramètres biologiques

I.5.3.1. Demande biologique en oxygène (DBO)

La demande biologique en oxygène (DBO) est définie comme étant la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes lors de l'oxydation de la matière organique biologiquement dégradable contenue dans l'effluent liquide. Elle se mesure au bout de 5 jours à 20 °C et dans le noir, c'est ce qu'on appelle DBO₅ (Bourier, 2008). Elle représente la pollution organique carbonée biodégradable (Nelson *et al.* 2009). D'autres variantes de la DBO sont utilisées comme la DBO₇ ou encore la DBO₂₁, appelée la DBO ultime. Elle est exprimée en milligrammes par litre d'oxygène (mgO₂.L⁻¹). Elle se résume à la réaction chimique (I.4) suivante :



I.5.3.2. La biodégradabilité

La biodégradabilité traduit la capacité d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les microorganismes qui interviennent dans le processus de traitement biologique des eaux (Billen *et al.*, 1989).

La DCO et la DBO sont des paramètres complémentaires. La DCO renseigne sur la totalité des matières oxydables mais ne donne aucun renseignement sur leur biodégradabilité. La DBO indique la quantité de matières biodégradables d'un effluent. Le rapport DCO/DBO₅ permet de qualifier la biodégradabilité d'un effluent (Truc, 2007):

- DCO/DBO₅ < 2 : effluent facilement biodégradable (eaux usées provenant d'industries agroalimentaires dont la DBO₅ élevée) ;
- 2 < DCO/DBO₅ < 4 : effluent moyennement biodégradable ;
- DCO/DBO₅ > 4 : effluent difficilement biodégradable.

Le rapport DCO/DBO₅ très élevé traduit la présence dans l'eau d'éléments inhibiteurs de la croissance bactérienne, tels que, les sels métalliques, les détergents, les phénols, les hydrocarbures, etc. Le rapport DCO/DBO₅ détermine le choix de la filière de traitement à adopter, si l'effluent est biodégradable on applique un traitement biologique, sinon on applique un traitement physico-chimique.

I.6. Les impacts environnementaux des eaux usées

Le rejet des eaux usées dans le milieu naturel a des répercussions sur l'environnement mais aussi, sur la santé des êtres vivants. Les eaux usées contiennent de nombreuses matières toxiques de natures organiques ou minérales représentant, selon les quantités mises en jeu, des dangers de diverses natures sur les milieux récepteurs. Les eaux polluées peuvent contaminer les eaux de surface et du littoral. Les polluants contenus dans ces eaux agressent le milieu récepteur et contaminent la faune et la flore réduisant la biodiversité. Le milieu aquatique touché par cette pollution cause la mort de différentes espèces aquatiques (Benabdelli *et al.*, 1995).

La contamination des eaux douces a un effet néfaste sur la santé humaine, ces eaux sont parfois directement utilisées pour les besoins quotidiens (eau potable, eaux d'utilisation ménagère) ou pour l'irrigation, causant ainsi des répercussions directes sur la santé humaine. Le rejet direct des eaux usées dans la mer cause la contamination de différentes espèces aquatiques consommées par l'homme mais aussi les eaux de baignade pouvant également causer de diverses maladies (Renou, 2006)

I.7. Réglementations et normes

Le rejet direct des eaux usées perturbe l'équilibre et dégrade les écosystèmes aquatiques du milieu récepteur. Pour lutter contre cette pollution, des normes de réglementation ont été fixées par des organisations nationales et internationales pour conserver l'environnement des impacts de ces rejets.

A noter que la norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépasser, ou une limite inférieure à respecter.

➤ Normes internationales

L'organisation mondiale de la santé (OMS) a fixé des normes internationales pour les eaux usées, ces normes sont consignées dans le Tableau I.1 suivant.

Tableau I.1 : Normes de rejets internationales (CSHPF, 1995).

Caractéristiques	Normes
pH	6,5 - 8,5
DBO ₅	< 30 mg.L ⁻¹
DCO	< 90 mg.L ⁻¹
MES	< 20 mg.L ⁻¹
NH ₄ ⁺	< 0,5 mg.L ⁻¹
NO ₂	1 mg.L ⁻¹
NO ₃	< 1 mg.L ⁻¹
P ₂ O ₅	< 2 mg.L ⁻¹
Température	< 30°C
Couleur	Incolore
Odeur	Incolore

➤ Normes européennes

La Directive européenne n° 91-271 du 21/05/1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines et la protection des milieux aquatiques impose la collecte, le traitement et le rejet des eaux urbaines résiduaires ainsi que le traitement et le rejet des eaux usées provenant de certains secteurs industriels et a pour but de protéger l'environnement contre une détérioration due aux rejets des eaux résiduaires. Les normes fixées par cette directive sont représentées dans le Tableau I.2.

Tableau I.2 : Prescriptions relatives aux rejets provenant des stations d'épuration des eaux urbaines résiduaires en Europe.

Paramètre	Niveau (EH)	Concentration maximale (mg.L ⁻¹)	Pourcentage minimal de réduction (%)
DBO ₅ (à 20 °C)	-	25	70 à 90
DCO	-	125	75
MES	Plus de 10000	35	90
	2000 à 10000	60	70
Azote	10000 à 100000	15	70 à 80
	Plus de 100000	10	
Phosphore	10000 à 100000	2	80
	Plus de 100000	1	

➤ **Normes algériennes**

Le décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993 réglemente les procédures de rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel et rappelle que tout rejet d'effluents de type industriel est soumis à une autorisation préalable, délivrée par le ministère chargé de l'environnement, qui détermine les conditions techniques auxquelles sont subordonnés les rejets. Ce décret précise également les valeurs limites maximales des paramètres de rejets des installations de déversement d'effluents liquides industriels. Ces mêmes valeurs ont été renforcées dans une nouvelle réglementation, le décret exécutif n° 06-141 correspondant au 19 avril 2006. Les valeurs limites des paramètres de rejet sont consignées dans le Tableau I.3 suivant.

Tableau I.3 : Valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur en Algérie.

Paramètres	Valeurs limites
Température	30 °C
pH	6,5 – 8,5
MES	35 mg.L ⁻¹
Azote Kjeldahl	30 mg.L ⁻¹
Phosphore total	10 mg.L ⁻¹
DCO	120 mg.L ⁻¹
DBO ₅	35 mg.L ⁻¹
Hydrocarbures totaux	10 mg.L ⁻¹
Huiles et graisses	20 mg.L ⁻¹
Composés organiques chlorés	5 mg.L ⁻¹

I.8. Conclusion

Les eaux usées ont donc plusieurs origines et ont une composition diversifiée, elles sont caractérisées par différents paramètres qui permettent de mesurer la charge polluante de l'effluent liquide. Les eaux usées ont un impact néfaste sur le milieu naturel, leur rejet dans la nature subit donc à des normes de réglementation établies au niveau national et international.

Chapitre II

Chapitre II

Synthèse bibliographique sur les procédés de traitement des eaux usées

II.1. Introduction

Le traitement des eaux usées est une pratique relativement moderne. En effet, ce n'est qu'au XIXe siècle que les grandes villes ont commencé à comprendre la nécessité de réduire la quantité de polluants dans les eaux usées qu'elles rejetaient dans l'environnement (EPA, 1997). Epurer les eaux usées est un défi technologique et économique, dont l'objectif est de réduire la charge polluante en dessous des limites maximales admissibles afin de prévenir la menace sur l'environnement et la santé humaine. Ce chapitre développe les différents procédés utilisés dans le traitement des eaux usées

II.2. Procédés de traitement des eaux usées

II.2.1. Procédés classiques

Les technologies conventionnelles de traitement des eaux usées utilisent à la fois des méthodes mécaniques et physico-chimiques ainsi que des méthodes biologiques suivies parfois des traitements de désinfection (Simate *et al.*, 2011).

II.2.1.1. Prétraitements

Les eaux brutes arrivées à une station d'épuration nécessitent généralement un prétraitement. Il s'agit d'un certain nombre d'opérations, uniquement physiques ou mécaniques. Il est destiné à extraire de l'eau brute, la plus grande quantité possible d'éléments dont la nature ou la dimension constitueront un embarras pour les traitements en aval (Metahri, 2012).

II.2.1.1.1. Dégrillage

Le dégrillage est une opération indispensable qui consiste à faire passer les eaux usées à travers des grilles installées généralement en amont des autres ouvrages afin d'éliminer les objets grossiers susceptibles de gêner le fonctionnement des équipements situés en aval. Il permet de séparer et d'évacuer les matières volumineuses, amenées par l'effluent à traiter. L'efficacité de ce traitement dépend essentiellement de l'écartement des barreaux des grilles qui sont de trois types : le dégrillage fin (écartement 3 à 10) ; le dégrillage moyen (écartement 10 à 25 mm) et le dégrillage grossier (écartement 50 à 100 mm). Les grilles peuvent être

verticales, mais sont le plus souvent inclinées de 60° à 80° sur l'horizontale. La vitesse moyenne de passage entre les barreaux est comprise entre 0,6 et 1 m/s. Le nettoyage de la grille est généralement mécanique. Il est réalisé par un peigne solidaire d'un chariot qui se déplace de bas en haut le long d'une crémaillère ou entraîné par deux câbles (Figure II.1). Le fonctionnement du dispositif de nettoyage peut être commandé par une temporisation ou/et à partir d'un indicateur de perte de charge différentiel (Sibony et Bigot, 1993).

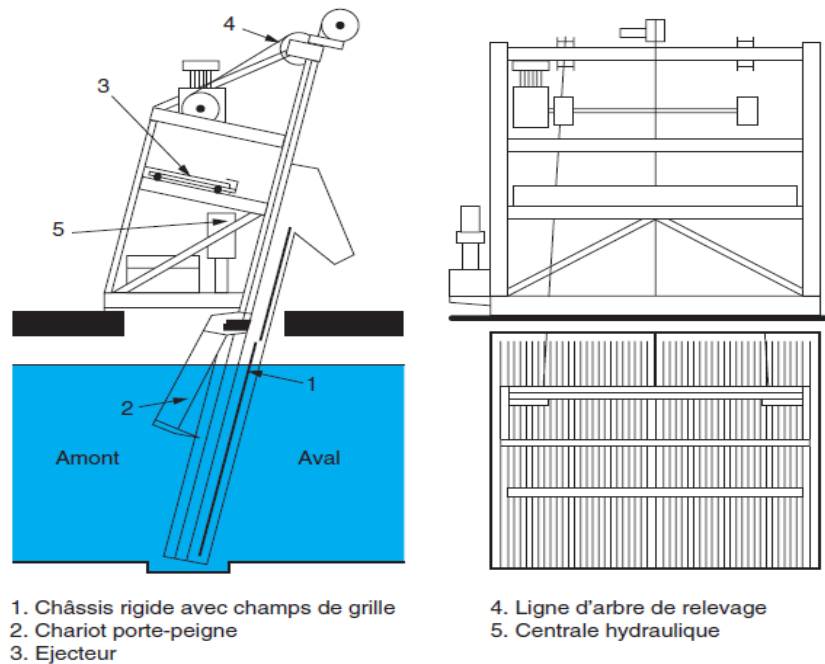


Figure II.1 : Schéma de principe d'une grille droite (Degremont, 1978).

II.2.1.1.2. Dessablage

Le dessablage a pour but d'extraire des eaux brutes les graviers, les sables et les particules minérales plus ou moins fines de dimensions supérieures à 200 μm , de façon à éviter les dépôts dans les canaux et conduites, ainsi pour protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion et à éviter de surcharger les stades des traitements ultérieurs en particulier les bassins biologiques. L'écoulement de l'eau, à une vitesse réduite, dans un bassin appelé "dessableur" entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage. Les sables récupérés, par aspiration, sont ensuite essorés, puis lavés avant d'être soit envoyés en décharge, soit réutilisés selon la qualité du lavage (Satin et Selmi, 2010). Parmi les dessableurs les plus utilisés : Les dessableurs couloirs à écoulement rectiligne ; les dessableurs circulaires à alimentation tangentielle et à brassage mécanique ou à insufflation d'air et les dessableurs rectangulaires à insufflation d'air.

II.2.1.1.3. Dégraissage-déshuilage

Le déshuilage est une opération de séparation liquide-liquide, alors que le dégraissage est une opération de séparation solide-liquide. Les graisses et les l'huiles sont des produits de densité légèrement inférieure à celle de l'eau. Cette opération consiste à récupérer grâce à des racleurs, les graisses domestiques ou industrielles qui se trouvent à la surface des eaux usées naturellement ou par flottation (injection de fines bulles d'air). Ces deux procédés visent à éliminer la présence des corps gras dans les eaux usées, qui peuvent gêner l'efficacité du traitement biologique qui intervient ensuite. Cette technique permet d'éliminer 80 à 90 % des graisses et matières flottantes (Vandermeersch, 2006).

Le dessablage et le déshuilage sont souvent combinés dans un même ouvrage nommé dessableur-déshuileur illustré sur la Figure II.2.

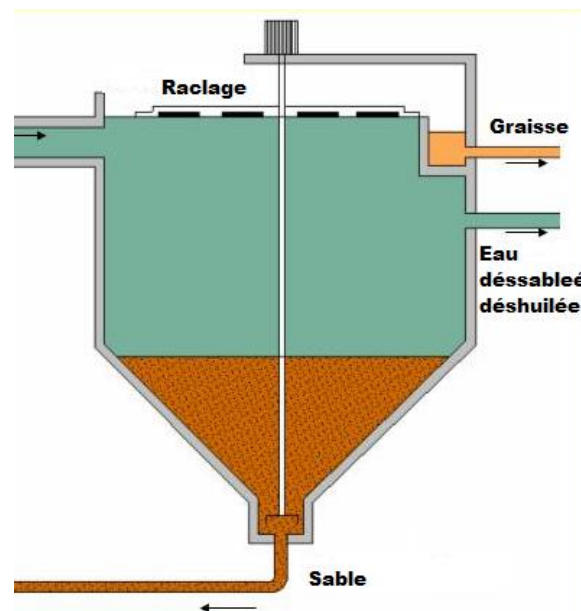


Figure II.2 : Schéma d'un dessableur-déshuileur (Degremont, 1978).

II.2.1.2. Traitements primaires

Les eaux usées après prétraitement sont déblayées de polluants volumineux, mais elles contiennent encore une charge polluante dissoute et des matières en suspension. Le traitement primaire a pour but de réduire la quantité de matières en suspension et matières dissoutes par des procédés physico-chimiques.

II.2.1.2.1. Coagulation-Floculation

La turbidité et la couleur d'une eau sont principalement causées par des particules très petites, dites particules colloïdales. Ces particules, qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant

de très longues périodes, peuvent traverser un filtre très fin. Par ailleurs, puisque leur concentration est très stable, ces dernières n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres. Pour les éliminer, on fait recours aux procédés de coagulation et de floculation.

La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection d'un sel de fer ou d'aluminium (sulfate d'aluminium $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ou chlorure ferrique FeCl_3) dans l'eau pour neutraliser le potentiel zêta des colloïdes et les rendre floculables (Vandermeersch, 2006). La floculation a pour objectif de favoriser, à l'aide d'un floculant (polymère organique), le contact entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former des floccs qui décantent par gravitation (Desjardins, 1997; Lazarova *et al.*, 2003).

II.2.1.2.2. Décantation

La décantation est un procédé qu'on utilise dans pratiquement toutes les usines d'épuration et de traitement des eaux. Elle correspond à une étape gravitaire qui permet de réduire par décantation les particules en suspension. Les eaux vont traverser des bassins décanteurs à faible vitesse pour que les matières en suspension puissent sédimenter. Elle permet d'alléger les traitements biologiques et physico-chimiques ultérieurs.

L'efficacité du traitement dépend du temps de séjour et de la vitesse ascensionnelle (qui s'oppose à la décantation) (Faby et Brissaud, 1997). Les matières solides se déposent au fond d'un ouvrage appelé "décanteur" pour former des boues "primaires". Ces dernières sont récupérées par raclage. L'utilisation d'un décanteur lamellaire permet d'accroître le rendement de la décantation. Ce type d'ouvrage comporte des lamelles parallèles inclinées, ce qui multiplie la surface de décantation et accélère donc le processus de dépôt des particules (Dagot et Laurent, 2014). Il existe plusieurs types de décanteurs mais c'est le décanteur statique classique à fond raclé (Figure II.3) qui est le plus utilisé pour le traitement des eaux résiduaires urbaines.

Dans un décanteur statique classique, l'alimentation est centrale et par le bas, les boues primaires générées sont raclées par un pont roulant et éliminées au point bas, tandis que l'eau est évacuée à la périphérie. Les décanteurs primaires assurent une réduction de la quantité des MES (50 à 60 %), de DCO particulaire (30 %), de DBO_5 particulaire (25 à 30 %), d'azote particulaire (<10%), et de phosphore particulaire (10 %) (Dagot et Laurent, 2014). Ses caractéristiques essentielles sont :

- Temps de séjour (V/Q) $t = 2$ h ;
- Vitesse ascensionnelle (Q/S) 1,3 à 1,5 m/h ;

- Hauteur : 2,5 à 3 m.

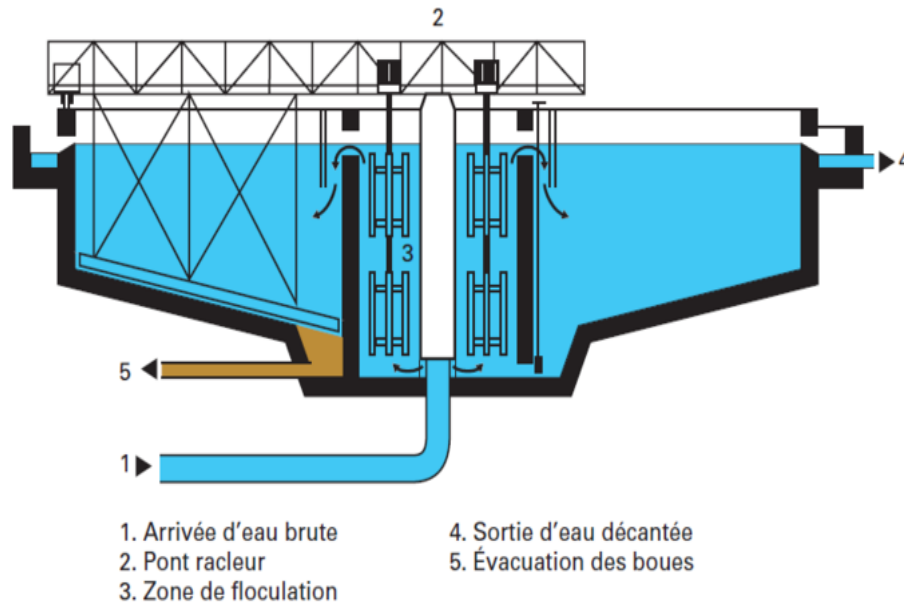


Figure II.3 : Décanteur statique à fond raclé (Degremont, 1978).

II.2.1.2.3. Filtration

La filtration est un procédé physique qui permet l'élimination des particules en suspension en forçant l'eau à traverser un milieu poreux. Les particules s'accumulent sur les pores de ce milieu causant son colmatage, il est donc nécessaire de le nettoyer de façon continue ou de façon intermittente. La filtration est généralement précédée de la coagulation-floculation et de la décantation, elle permet donc d'obtenir une bonne élimination de bactéries, de la couleur et de la turbidité. (Desjardins, 1997). Les procédés de coagulation, floculation, décantation et filtration sont souvent combinés dans un même ouvrage (Figure II.4).

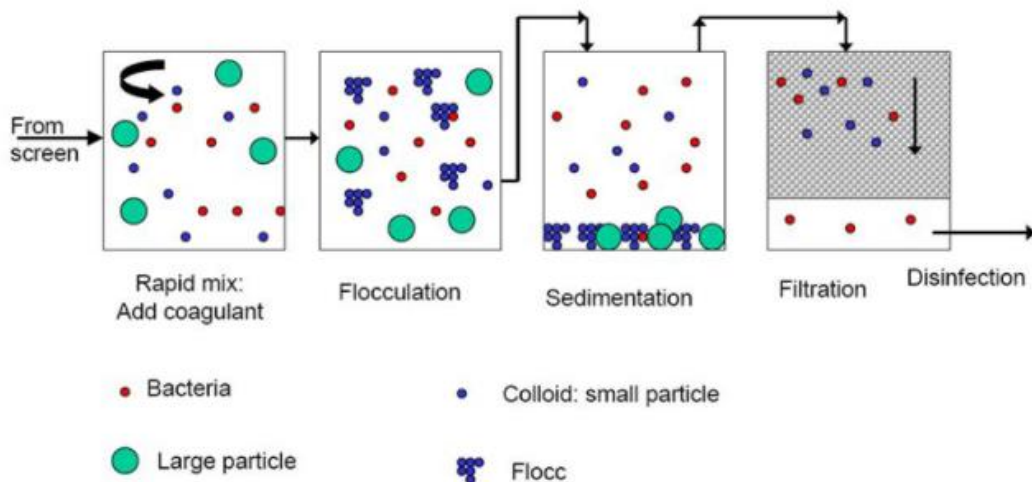


Figure II.4 : Schéma de coagulation floculation suivis d'une décantation et une filtration (Fournier, 2008)

II.2.1.2.4. Adsorption

L'adsorption est un procédé de traitement bien adapté pour l'élimination d'une grande variété de composés toxiques, elle est utilisée dans le traitement de l'eau, mais aussi de l'air. Elle consiste à la fixation de molécules à la surface d'un solide ou d'un liquide appelé adsorbant, d'une manière plus au moins réversible. Les méthodes utilisant le procédé d'adsorption ne sont pas compliquées et ne nécessitent pas de température de fonctionnement élevée (Hashemian *et al.*, 2014).

Le charbon actif (CA) est un très bon adsorbant des composés organiques. Ceci est dû à sa grande surface, sa porosité et sa résistance aux changements chimiques et thermiques. Pour cette raison, c'est l'adsorbant le plus polyvalent utilisé dans le processus de traitement des eaux usées. Il réduit les valeurs de DBO et de DCO de plus de 90 % (Nayl *et al.*, 2017), facile à utiliser et d'une technologie bon marché. Toutefois, il présente des inconvénients liés à la perte de son efficacité avec le temps mais aussi le coût élevé de sa production et de sa régénération ainsi que les problèmes d'élimination des déchets qui en résultent. C'est pourquoi les scientifiques recherchent des adsorbants rentables et plus écologiques avec des propriétés similaires à celles du CA (Carvalho *et al.*, 2011). Les adsorbants idéaux devraient être des solides avec une grande surface, une porosité, une inertie et de bonnes propriétés physiques et chimiques (Parande *et al.*, 2009).

II.2.1.3. Traitements secondaires (biologiques)

Le traitement biologique des eaux usées fait appel à une grande variété de micro-organismes, principalement des bactéries. Ces micro-organismes transforment la matière organique biodégradable contenue dans l'eau résiduaire.

II.2.1.3.1. Traitements anaérobies

Les traitements anaérobies font appel à des bactéries n'utilisant pas de l'oxygène, en particulier, les bactéries méthanogènes qui conduisent, comme leur nom l'indique, à la formation du méthane à partir de la matière organique, et du CO₂ à un degré moindre. Ce type de fermentation est appelé digestion. C'est une opération délicate qui demande une surveillance importante de la température, qui doit être maintenue à un niveau très stable et suffisamment élevée, Il faut aussi éviter les écarts brutaux de pH et les substances inhibitrices du développement bactérien, tels que les cyanures, les sels de métaux lourds et les phénols. Ce système est davantage utilisé pour le traitement des effluents urbains, que pour le

traitement des effluents industriels généralement toxiques pour les bactéries (Vilagines, 2003).

II.2.1.3.2. Traitements aérobies

Contrairement aux procédés anaérobies, les micro-organismes utilisés dans les traitements aérobies exigent un apport permanent d'oxygène.

➤ Cultures fixées

Le principe de ce procédé, appelé également filtre bactérien (Figure II.5) ou filtre percolateur, est de faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs. L'aération est réalisée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée afin d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement.

Les polluants contenus 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. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gaz. Une étape de séparation liquide-biomasse est assurée par un dispositif de clarification (Degremont, 1978 ; Sibony et Bigot, 1993). Une partie de ces boues sert à réensemencer les bassins biologiques tandis que le reste est transféré vers la filière de traitement des boues (Scholz, 2016).

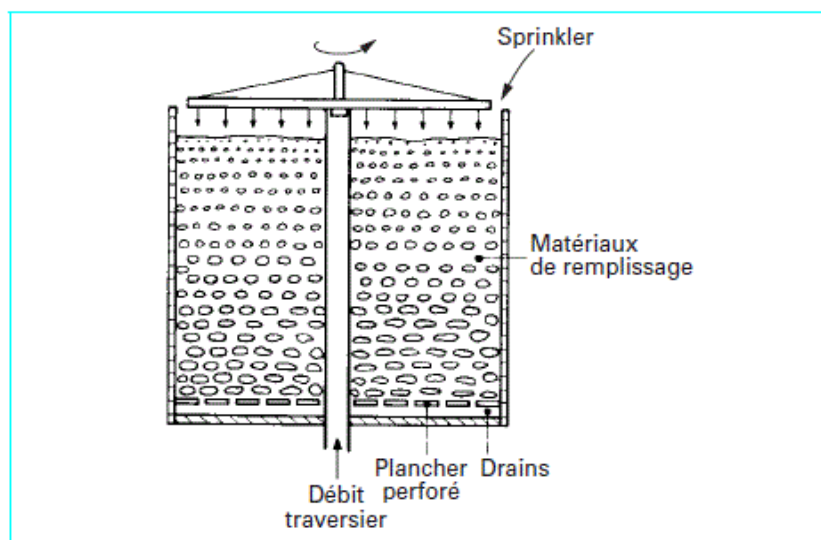


Figure II.5 : Schéma d'un lit bactérien (Sibony et Bigot, 1993).

➤ Cultures libres

Le traitement des eaux usées avec des boues activées dans des conditions aérobies est l'une des technologies les plus couramment utilisées (Henze *et al.*, 2008). Ce type de traitement implique l'aération (O_2) du bassin des eaux usées afin d'assurer les conditions adéquates. La boue activée est un système biologique dans lequel se déroulent à la fois des processus physiques et des réactions biochimiques. Macroscopiquement, il s'agit d'une suspension constituée d'agglomérations floculantes de bactéries hétérotrophes. Des processus physiques se produisent à la surface des flocons, qui sont basés sur l'adsorption de composés organiques et, par conséquent, ils se décomposent en fragments plus petits. Ils sont ensuite absorbés par les cellules microbiennes dans lesquelles ils subissent une nouvelle transformation. Les bactéries présentes dans les boues activées produisent des enzymes qui catalysent la série de réactions biochimiques, entraînant la décomposition de composés inorganiques et organiques dans les eaux usées. A l'aval de ce traitement, un clarificateur (ou décanteur secondaire) permet l'isolation des boues (Figure II.6). Pour conserver un stock constant et suffisant de bactéries dans le bassin de boues activées, une partie des boues extraites du clarificateur est renvoyée en tête de bassin, tandis que l'autre partie est évacuée du circuit et dirigée vers les unités de traitement des boues (Scholz, 2016).

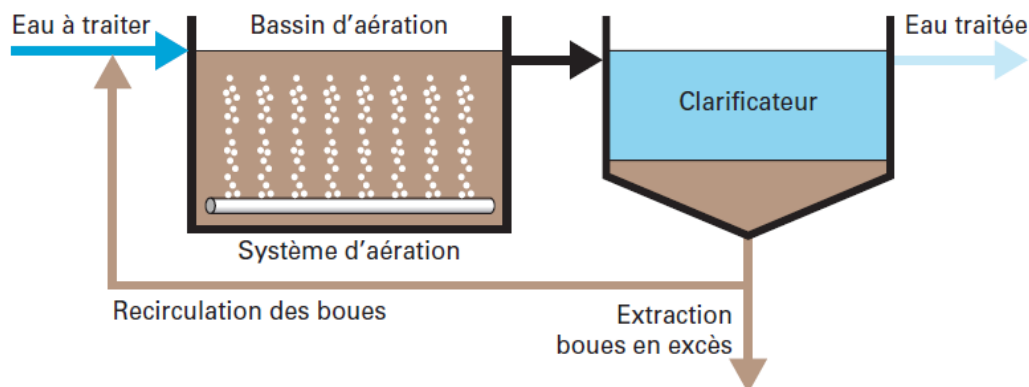
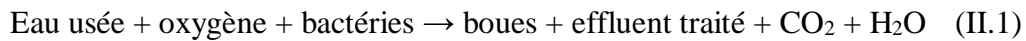


Figure II.6 : Schéma simplifié d'un système à boues activées (Degremont, 1978).

➤ Lagunage

La technique du lagunage est une technique biologique de traitement naturel, qui consiste à accumuler les eaux usées dans des bassins, appelés bassins biologiques ou bassin de stabilisation, où des phénomènes naturels de dégradation font intervenir la biomasse qui transforme la matière organique. La lagune est un système stationnaire à débit continu : plusieurs bassins fonctionnant en parallèle dans lesquels le débit d'entrée et le débit de sortie sont égaux. La purification par lagune est très efficace en tant que méthode de traitement des

eaux usées pour purifier les eaux usées de petites ou moyennes quantités. Certaines usines de lagunage pourraient être construites pour épurer les eaux usées produites par les industries alimentaires saisonnières. Les mécanismes de l'épuration et le fonctionnement d'un lagunage simple peuvent être décrits par la réaction (II.1) (Ghoualem-Saouli, 2007) :



II.2.1.3.3. Traitement des boues

Tout traitement d'épuration conduit à la production des boues. Ces boues sont plus ou moins composées de matière organique minéralisée, de minéraux, de bactéries et de leurs résidus (biomasse). Le traitement de ces dernières consiste à réduire leur volume, leur capacité de fermentation et de leur hygiénisation (diminution du nombre de microorganismes) (Dagot et Laurent, 2014). Le traitement des boues se réalise suivant ces différentes étapes :

- **L'épaississement** : La première étape de traitement des boues d'épuration s'appelle l'épaississement. Elle peut être réalisée par simple épaississement gravitaire dans une structure cylindrique ou bien mécaniquement, par table d'égouttage, par centrifugation ou encore par flottation en utilisant des bulles d'air pour permettre à la masse solide de flotter vers le haut avec ajout d'un polymère organique. Elle vise à concentrer les boues fraîches de 3 à 10 fois selon le type de boue et le procédé utilisé (Sibony et Bigot, 1993).
- **La stabilisation** : La stabilisation consiste à minéraliser la matière organique résiduelle et complexe afin d'assurer une qualité constante des boues, sans reprise incontrôlée de fermentation (Sibony et Bigot, 1993).
- **La déshydratation** : Cette opération suit l'opération d'épaississement jusqu'à rendre la boue sous forme de pâte. Elle est généralement réalisée par des moyens mécaniques tels que la décanteuse centrifuge, le filtre à bande ou le filtre-pressé à plaques. Ces techniques nécessitent l'ajout de polymère, ou encore de chaux et de chlorure ferrique (Sibony et Bigot, 1993).
- **Le séchage** : Le séchage thermique est rendu nécessaire vu les limitations rencontrées par la déshydratation mécanique. Il consiste en l'élimination de l'eau liée, c'est-à-dire celle qui ne peut pas être éliminée par un procédé mécanique. Il conduit à une réduction de volume jusqu'à plus de 60 %, voire 90 %.

Une fois toutes ces opérations terminées, les boues traitées sont soit valorisées, soit incinérées ou mises en décharge (Sibony et Bigot, 1993).

II.2.1.4. Traitements tertiaires

Les traitements tertiaires ne sont pas toujours appliqués. Le but de cette étape est de réduire le nombre de germes pathogènes présents dans l'eau traitée dans le cas où ces eaux seraient versées dans une zone de baignade ou passeraient à côté d'une zone de captage d'eau potable, ainsi que si l'eau épurée est à réutiliser. Ce traitement peut être réalisé par ozonation, par un traitement aux UV ou pour des petites capacités de station d'épuration par une filtration sur sable. Le traitement tertiaire inclut un ou plusieurs des processus suivants (Pouliot et De la Noüe, 1985) :

- Désinfection par le chlore ou l'ozone pour éliminer les germes pathogènes ;
- Neutralisation des métaux en solution dans l'eau en faisant varier le pH de l'eau dans certaines plages, on obtient une décantation de ces polluants.

II.2.2. Procédés d'oxydation avancée (POA) pour le traitement des eaux usées

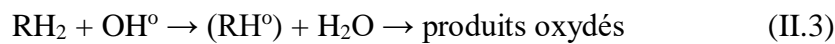
L'industrialisation intensive qui a vu le jour au cours du dernier siècle a causé l'apparition dans l'environnement de polluants émergents réfractaires. En effet, les déchets liquides générés varient considérablement en quantité et en qualité, un grand volume de ces effluents est riche en hydrocarbures mais aussi en composés aromatiques et aliphatiques qui sont des composés récalcitrants, parmi lesquels le benzène, le toluène, l'éthylbenzène, les isomères du xylène (appelés BTEX) et les phénols (Stepnowski, 2002). Si ces eaux ne sont pas traitées, elles peuvent entraîner une contamination chez les êtres vivants (USEPA, 1997; Yonar *et al.*, 2005). Les traitements conventionnels parviennent à éliminer des composants qui sont dégradables et de réduire ainsi la DCO, la DBO et la quantité des MES. Cependant, l'application de ces procédés est inadéquate lorsque les eaux usées contiennent des composés récalcitrants très toxiques. Dans ce cas, des techniques plus avancées doivent être utilisées pour dégrader ces composés (Yavuz et Koparal, 2006 ; Saien et Nejati, 2007). L'un des procédés de traitement des eaux contenant des polluants organiques toxiques qui a été de plus en plus utilisé ces dernières années est le procédé d'oxydation avancée (POA), un outil puissant appliqué pour dégrader ces polluants.

Les procédés d'oxydation avancée (POA) sont des technologies caractérisées par la génération de radicaux hydroxyles (OH°), qui sont des substances hautement réactives et non sélectives utilisées pour dégrader les composés organiques toxiques présents dans un milieu (Bolton *et al.*, 2001). Le radical hydroxyle a un potentiel d'oxydation élevé ($E = 2,8 \text{ V}$), hautement actif et capable de réagir rapidement et de manière non sélective sur la plupart des composés

organiques (Kurian *et al.*, 2015). Entraînant une minéralisation complète de ces derniers, c'est-à-dire la formation de dioxyde de carbone, d'eau et de sels inorganiques, ou leur transformation en produits moins agressifs (Andreozzi *et al.*, 1999 ; Bolton *et al.*, 2001 ; Pignatello, 1992).

II.2.2.1. Mécanismes réactionnels

D'après la littérature, les voies réactionnelles possibles impliquant l'attaque de radicaux hydroxyles sur des composés organiques sont principalement des réactions d'addition électrophiles et des réactions d'abstraction d'hydrogène (Doré, 1989). Les réactions (II.2) et (II.3) décrivent l'addition et l'abstraction proposées par Striolo (1992).



Ces réactions ont été confirmées par Gogate et Pandit (2004a) ainsi que Bossmann *et al.* (1998) et Tang (2004). Ces derniers ont proposé l'abstraction d'hydrogène par réaction du radical hydroxyle avec un composé aliphatique saturé suivant la réaction (II.4) et un autre cas de réaction d'oxydation par transfert d'électrons avec réduction du radical hydroxyle en un anion hydroxyle par un substrat organique selon la réaction (II.5) :



Les radicaux hydroxyles peuvent être générés à partir de plusieurs POA, permettant l'application d'un meilleur processus pour chaque condition de traitement spécifique.

II.2.2.2. Procédés d'oxydation avancée chimiques

II.2.2.2.1. Réactif Fenton (Fe^{2+}/H_2O_2)

Le réactif de Fenton est une solution de peroxyde d'hydrogène et d'ions ferreux, il a été découvert par l'ingénieur chimiste Henry John Horstman Fenton (1854-1929), cette solution en milieu acide a un pouvoir oxydant élevé (Machulek Jr., 2007 ; Fenton, HJH, 1894). La réaction Fenton classique consiste en une combinaison aqueuse de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et d'ions ferreux (Fe^{2+}), en milieu acide, conduisant à la décomposition de H_2O_2 en un ion hydroxyle et un radical hydroxyle, et l'oxydation de Fe^{2+} en Fe^{3+} (Bossmann *et al.*, 1998) représentée par la réaction (II.6) :



Le procédé de Fenton est applicable sur plusieurs contaminants comme les pesticides, les molécules organiques comme les herbicides chlorophénoxy, etc. (Rodríguez *et al.*, 2016). Le pH idéal dans la réaction de Fenton est de 3 (Guedes *et al.*, 2003).

II.2.2.2.2. Ozonation catalytique (ozone/catalyseur)

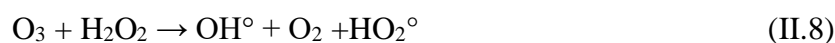
L'une des utilisations de l'ozonation qui s'est considérablement développée ces dernières années est le traitement de l'eau potable, étant donné que son mécanisme d'action ne produit pas de composés chlorés pouvant provenir du processus de désinfection au chlore (Augugliaro *et al.*, 2006). De plus, l'ozone lui-même a l'avantage de ne pas être nocif pour la plupart des organismes. Cependant, son utilisation dans le traitement des eaux usées est limitée, en raison de la forte demande d'énergie pour générer de l'ozone (Pera-Titus *et al.*, 2004).

L'ozone a un potentiel d'oxydation élevé (2,07 V) et peut réagir lentement et directement avec un substrat organique (Augugliaro *et al.*, 2006). Cependant, l'utilisation de l'ozone n'est qualifiée de POA que lorsqu'il se décompose pour générer des radicaux hydroxyles suivant la réaction (II.7), et peut être catalysé par des ions hydroxyles (OH⁻) en milieu alcalin ou par des cations de métaux de transition (Augugliaro *et al.*, 2006).



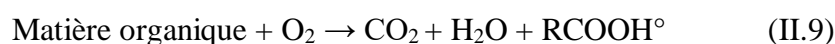
II.2.2.2.3. Pérozonation (O₃/H₂O₂)

L'efficacité de l'ozone dans la dégradation des composés organiques est améliorée lorsqu'il est combiné avec H₂O₂. Ce dernier induit la décomposition de l'ozone par transfert d'électrons à travers une réaction (réaction (II.8)) qui peut être considérée comme l'activation de H₂O₂ par l'O₃ (Augugliaro *et al.*, 2006).



II.2.2.2.4. Oxydation catalytique de l'air humide (O₂/Catalyseur)

L'oxydation par voie humide (OVH ou WAO : Wet Air Oxidation) est une technologie écologiquement sûre pour le traitement des eaux contenant des polluants organiques (Zerva *et al.*, 2003). Cette technique permet l'oxydation des polluants à partir de l'oxygène dissous dans l'eau, dans des conditions de haute pression (10-220 bar) et de haute température (150-370°C), conduisant à la formation de radicaux hydroxyles selon la réaction (II.9) (Domènech *et al.*, 2001).



Cette technique permet d'obtenir des résultats rapides, mais nécessite une forte demande énergétique et, par conséquent, des coûts d'exploitation élevés. L'oxydation par air humide peut voir son efficacité améliorée avec la présence de catalyseurs homogènes (tels que les sels de Cu_2^+) ou hétérogènes (MnO_2 , CuO , Fe_2O_3 , etc.) dans la réaction, elle est connue sous le nom d'oxydation catalytique par air humide (CWAO : Catalytic Wet Air Oxidation) (Gao *et al.*, 2018).

II.2.2.3. Procédés d'oxydation avancée photochimiques

II.2.2.3.1. Photo-péroxydation ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)

Le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) est un oxydant puissant utilisé, entre autres, pour réduire les faibles niveaux de polluants présents dans les eaux usées (Neyens et Baeyens, 2003). Cependant, l'utilisation individuelle de H_2O_2 n'est pas efficace pour oxyder des matériaux plus complexes et récalcitrants avec une faible vitesse de réaction. L'utilisation de H_2O_2 devient plus efficace lorsqu'il agit en conjonction avec d'autres réactifs ou sources d'énergie capables de le dissocier pour générer des radicaux hydroxyles, qui joueront le rôle d'agents oxydants. Avec une irradiation UV dans des longueurs d'onde inférieures à 300 nm (Chong *et al.*, 2010). H_2O_2 peut se décomposer et générer des radicaux hydroxyles, suivant la réaction (II.10) :



Les avantages de l'utilisation du procédé $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ peuvent être attribués au fait que le réactif (H_2O_2) est totalement soluble dans l'eau, il n'y a pas de limitation de transfert de masse, c'est une source efficace de OH° , et il n'y a pas besoin d'un processus de séparation après traitement (Gogate et Pandit, 2004b ; Litter, 2005). Ce traitement est efficace avec un pH opérationnel faible < 4 (Gogate et Pandit, 2004b).

II.2.2.3.2. Photo-ozonation (O_3/UV)

L'efficacité de l'ozone dans la dégradation des composés organiques est améliorée d'une part lorsqu'il est combiné avec H_2O_2 (§ II.2.2.2.3) et d'autre avec des rayonnements UV. Le procédé O_3/UV consiste en une irradiation UV (254 nm) sur un système aqueux saturé en ozone produisant H_2O_2 suivant la réaction (II.11), qui sera également exposé à l'action de la lumière UV, produisant des radicaux hydroxyles comme montré dans la réaction (II.10) Andreozzi *et al.*, 1999).



Récemment, les nanoparticules de ZnO (Malakootian *et al.*, 2019) et TiO₂ (Lara-Ramos *et al.*, 2019) ont été essayées comme catalyseurs hétérogènes pour le processus de photo-ozonation avec des résultats intéressants. Ces matériaux se sont avérés être d'excellents catalyseurs pour générer les espèces oxydantes en présence de photons.

II.2.2.3.3. Photo-Fenton (Fe²⁺/H₂O₂/UV)

Bien qu'elle ait été largement étudiée et ait fourni de bons résultats de traitement des eaux usées, la réaction de Fenton a été reconnue comme un outil puissant pour dégrader les composés organiques lorsque le rayonnement ultraviolet est ajouté au système. L'irradiation UV accélère fortement la vitesse de dégradation des polluants organiques du réactif de Fenton, qui a l'avantage d'être sensible au rayonnement UV-Visible pour les longueurs d'onde supérieures à 300 nm (Pignatello, 1992). Dans ces conditions, la photolyse des complexes Fe³⁺ permet la régénération de Fe²⁺ et l'apparition de la réaction de Fenton en présence de H₂O₂. L'espèce dominante (entre pH 2,5-5) dans le procédé photo Fenton est le complexe ferrique Fe(OH)²⁺, une forme simplifiée de représentation du complexe aqueux Fe(OH)(H₂O)₅²⁺, et la photolyse de ce complexe (longueurs d'onde < 410 nm) est la plus grande source de radicaux hydroxyles suivant la réaction (II.12) (Faust et Hoigné, 1990). D'autres espèces photoréactives sont également présentes dans le milieu réactionnel, telles que Fe₂(OH)₂⁴⁺ et Fe(OH)₂⁺, conduisant éventuellement à la formation de radicaux hydroxyles (Faust et Hoigné, 1990).



II.2.2.3.4. Photocatalyse hétérogène

Le principe de la photocatalyse hétérogène repose sur l'activation d'un matériau particulière semi-conducteur (CdS, TiO₂, ZnO, WO₃, etc.) par l'action d'un rayonnement de longueur d'onde appropriée. Cette activation est obtenue grâce à l'absorption de photons par la particule semi-conductrice possédant suffisamment d'énergie pour favoriser la conduction d'un électron (e⁻) de sa bande de valence à la bande de conduction (une transition appelée énergie de bande interdite), créant des trous dans la bande de valence (h⁺) qui joueront le rôle de sites oxydants (Serpone, 1997). Le dioxyde de titane (TiO₂) sous forme anatase est le matériau le plus indiqué pour une utilisation dans les processus de traitement photocatalytique de l'eau, compte tenu de la toxicité, de la résistance à la photocorrosion, de la disponibilité, de l'efficacité catalytique et du coût (Alfano *et al.*, 1997). Le TiO₂ absorbe le rayonnement à des longueurs d'onde inférieures à 400 nm (ce qui permet l'utilisation de la lumière solaire), capable de

former des paires e^-/h^+ selon la réaction (II.13) qui peuvent se recombiner (Goslich *et al.*, 1997).



La **Figure II.7** montre le mécanisme de réaction impliquant les électrons et les trous produits par la lumière UV qui peuvent migrer vers la surface de la particule d'anatase, où ils réagissent avec l'oxygène adsorbé, l'eau, les ions hydroxydes ou les espèces organiques via des réactions de transfert d'électrons (Quina *et al.*, 2004). La photocatalyse à base de titane est passée au régime nanométrique pour les réactions de photodégradation (Gartiser *et al.*, 2014; Chong *et al.*, 2015). Les nanoparticules de titane ont également été utilisées en combinaison avec d'autres composés tels que les nanotubes de carbone (Murgolo *et al.*, 2015),

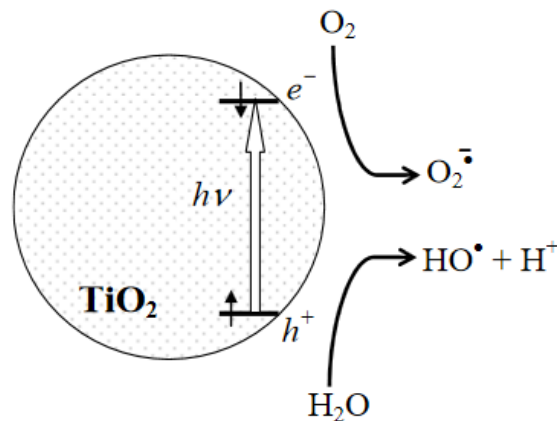


Figure II.7 : Représentation schématique du mécanisme de base de la photocatalyse TiO_2 (Quina *et al.*, 2004).

II.2.2.4. Procédés d'oxydation avancée sonochimiques

Les ondes ultrasonores peuvent être utilisées pour l'épuration des eaux usées par un mécanisme chimique (indirect) ou physique (direct). Dans le mécanisme chimique, les molécules d'eau et d'oxygène subissent une fission homolytique produisant des radicaux OH° , HO_2° et O° à des fréquences sonores élevées. Le mécanisme physique implique la formation de bulles qui grossissent et s'effondrent, produisant de fortes forces de rupture avec des températures (~ 5000 C) et des pressions (~ 2000 atm) extrêmement élevées (**Figure II.8**). Une sonolyse des molécules d'eau se produit, conduisant à la formation des radicaux réactifs qui peuvent réagir avec les espèces chimiques organiques présentes dans le milieu aqueux ou dégrader les polluants organiques par pyrolyse comme le montre la réaction (II.14) (Pétrier et Francony 1997 ; Mahamuni *et al.*, 2010) :



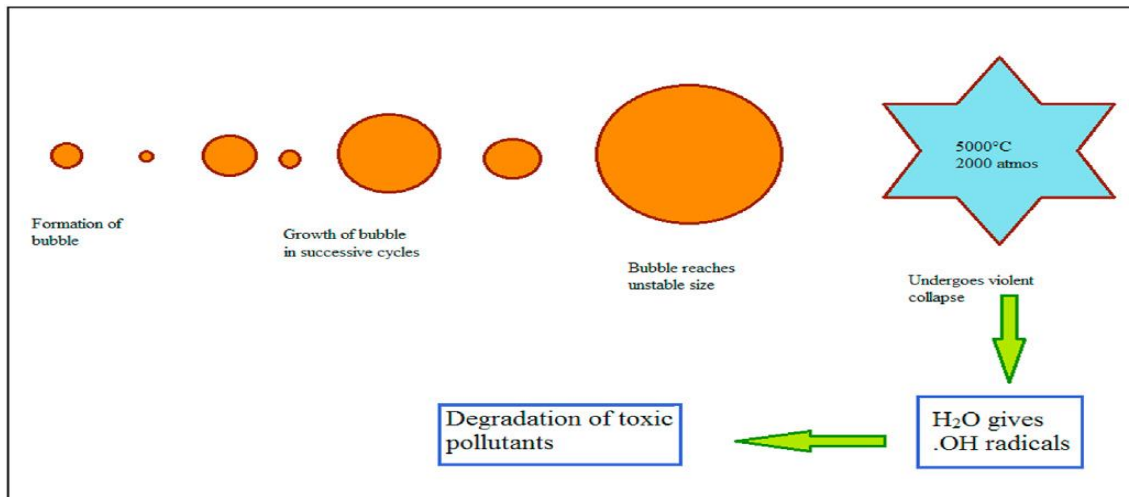


Figure II.8 : Schéma de principe de la sonolyse indirecte (Mahamuni *et al.*, 2010).

Les bulles se développent par cycles répétés et s'effondrent, produisant de fortes forces de rupture avec des températures et des pressions extrêmement élevées produisant des radicaux réactifs qui dégradent les polluants toxiques.

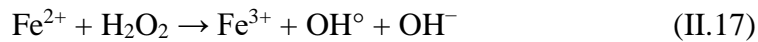
La combinaison de l'irradiation photocatalytique et ultrasonique (sonophotocatalyse) et de l'irradiation Fenton et ultrasonique (processus sono-Fenton) a une influence marquée sur le taux de dégradation des polluants organiques en raison de la génération accrue de radicaux OH° (Adityosulindro *et al.*, 2017). En fait, il a été rapporté que la sonophotocatalyse a un effet positif sur le taux de dégradation des substances chimiques dangereuses (Hu *et al.*, 2017). Il a été démontré que les ultrasons ont un effet synergique sur la photodégradation et la dégradation de Fenton des polluants cibles (Reddy *et al.*, 2016).

II.2.2.5. Procédés d'oxydation avancée électrochimiques

Les procédés électrochimiques peuvent produire des radicaux hydroxyles par deux moyens (Brillas *et al.*, 1998) : l'oxydation anodique (forme directe) et l'électrooxydation médiée (forme indirecte). Dans l'oxydation anodique, le radical hydroxyle est généré à la surface d'une anode (Pt, PbO_2 , dopé avec SnO_2 , etc.) d'une cellule électrochimique à partir de l'oxydation de l'eau suivant la réaction (II.15). Dans l'électro-oxydation médiée, des espèces chimiques, telles que H_2O_2 , sont générées en continu dans la cathode par la réduction de deux électrons d'oxygène dissous, comme le montre la réaction (II.16) (Brillas et Casado, 2002).



Le peroxyde d'hydrogène généré peut agir comme réactif pour le système de Fenton, avec l'ajout de fer, conduisant à la formation de radicaux hydroxyles suivant l'équation (II.17). Ce processus, par lequel le peroxyde d'hydrogène de la réaction de Fenton est généré électrochimiquement, est appelé le processus électro-Fenton (Brillas et Casado, 2002). Le Fe^{3+} obtenu avec la réaction de Fenton (II.18) ou ajouté à la solution peut être réduit en continu en Fe^{2+} , créant un processus de catalyse électrochimique (Oturán et Brillas, 2007). Comme le montre l'équation (II.17).



Le pouvoir d'oxydation du système peut également être augmenté avec l'introduction de rayonnement UV pour aider à réduire Fe^{3+} en Fe^{2+} (Wang *et al.*, 2008), consistant en une combinaison de techniques connues sous le nom de processus photoélectron-Fenton.

Le traitement électrochimique de Fenton peut également être utilisé au moyen d'une cellule électrochimique à électrodes de fer (cathode et anode), dans laquelle l'anode a pour fonction de transférer le fer vers la solution et la cathode fonctionne comme une électrode inerte pour la réduction de l'eau, comme indiqué dans les équations (II.19) et (II.20). Le Fe^{2+} transféré par la cathode agit dans la réaction de Fenton (II.17) avec l'ajout de peroxyde d'hydrogène au système (Saltmiras et Lemley, 2002).



Un des inconvénients de ce procédé est qu'en raison de la formation d'ions hydroxydes dans la cathode, le milieu dans lequel ce procédé est appliqué est proche du pH neutre, ce qui n'est pas adapté à la réaction de Fenton. De plus, des solides se forment dans la solution, en raison de la précipitation d'hydroxyde de fer (Saltmiras et Lemley, 2002).

II.3. Comparaison entre les POA et les procédés classiques de traitement des eaux usées

Les POA sont des procédés coûteux en raison du coût élevé des réactifs tels que H_2O_2 et O_3 et de l'énergie électrique lorsque le rayonnement UV est appliqué. Cependant, ils permettent la destruction des polluants et l'inhibition consécutive de la génération de résidus toxiques. L'utilisation des POA n'est indiquée que pour les effluents avec une DCO inférieure à 5 g.L^{-1} , étant donné qu'un indice de DCO plus élevé nécessiterait une consommation très élevée de réactifs, excluant le traitement (Andreozzi *et al.*, 1999). En revanche, les techniques

conventionnelles sont applicables sur des effluents contenant une très forte charge de polluants. Toutefois, ces dernières génèrent des dépôts concentrés et encombrants qu'il faut éliminer.

Une alternative pour réduire les coûts des POA est de les utiliser comme opérations de traitement préliminaires pour réduire la toxicité des polluants récalcitrants, suivies d'un traitement biologique. Cette option de couplage des POA avec les procédés classiques s'est avérée assez intéressante d'un point de vue économique (Martín *et al.*, 2008 ; Lucas *et al.*, 2007).

II.4. Conclusion

Les procédés de traitement des eaux usées permettent de diminuer la charge polluante présente dans l'eau afin que cette dernière n'ait pas d'impacts négatifs sur le milieu récepteur. De plus, les eaux épurées pourraient avoir d'autres utilisations. En effet, plusieurs pays utilisent ces eaux dans l'irrigation, mais étant donné que les ressources en eau douce se font de plus en plus rares, il est clair que ces eaux récupérées pourraient avoir des utilisations plus importantes, voire les rendre potable. Le traitement des eaux usées peut être assuré par des méthodes dites conventionnelles, il s'agit des traitements physico-chimiques et/ou biologiques, mais aussi par des méthodes d'oxydation avancée dans le cas où l'effluent contient des substances récalcitrantes.

Chapitre III

Chapitre III

Matériels et méthodes

III.1. Introduction

L'activité industrielle génère des volumes importants d'eaux usées riches en polluants de natures variées. Dans le cas de l'industrie agroalimentaire CEVITAL de Bejaia, il s'agit majoritairement des rejets liquides des corps gras. Ces effluents sont riches en polluants de nature i) minérale tels que les matières suspendues, les sables, la terre décolorante (utilisée dans le procédé de décoloration des huiles), l'argile, etc. ; ii) organique tels que les phospholipides, la chlorophylle, les acides gras libres (AGL), les aldéhydes, les cétones, etc. Ces eaux nécessitent un traitement avant d'être déversées dans un milieu naturel ou réutilisées. L'industrie CEVITAL assure un traitement pour le déversement de ces eaux dans un milieu récepteur. Ce chapitre porte sur les différents procédés de traitement utilisés pour l'épuration des eaux usées dans le complexe agroalimentaire de CEVITAL ainsi que sur les techniques d'analyse qui permettent d'assurer un suivi des variations de la charge polluante dans l'effluent.

III.2. Présentation de l'entreprise

CEVITAL est le premier complexe agro-alimentaire en Algérie. C'est le leader du secteur agroalimentaire en Afrique offrant des produits de qualité supérieure et avec des prix compétitifs, grâce à son savoir-faire, ses unités de production ultramodernes, son contrôle strict de qualité, et son réseau de distribution performant (cevital.com).

III.2.1. Historique

CEVITAL fait partie des entreprises algériennes qui ont vu le jour dès l'entrée de notre pays dans l'économie du marché, elle a été créée par des fonds privés en 1998. En mai 1998, Le complexe CEVITAL a commencé son activité par le conditionnement d'huile. En février 1999, entrée en production de la raffinerie d'huile et lancement de la première marque d'huile, puis la margarinerie en 2001 après la raffinerie de sucre en 2003. En Avril 2005, lancement de trois nouveaux projets dont deux sur le site de Larbaâ (verre plat ; fabrication industrielle de produits manufacturés en béton), et l'acquisition des eaux minérales Lalla Khadîja (COSOB, 2005). En 2007, Numilog est créée, elle est spécialisée dans la logistique et la gestion de la

chaîne logistique (supply chain management ou SCM) (numilog.dz). Le 15 avril 2014, CEVITAL reprend les activités françaises du groupe Fagor-Brandt (Le Figaro, 2014)

III.2.2. Localisation géographique

L'entreprise agroalimentaire CEVITAL est implantée au niveau du nouveau quai portuaire de Bejaia à 3 km du sud-ouest de la ville, à proximité de la RN n°09, occupant une surface de 45000 m². Cette situation géographique de l'entreprise lui a beaucoup profité étant donné qu'elle lui confère l'avantage de proximité économique. En effet, elle se trouve proche du port et de l'aéroport.

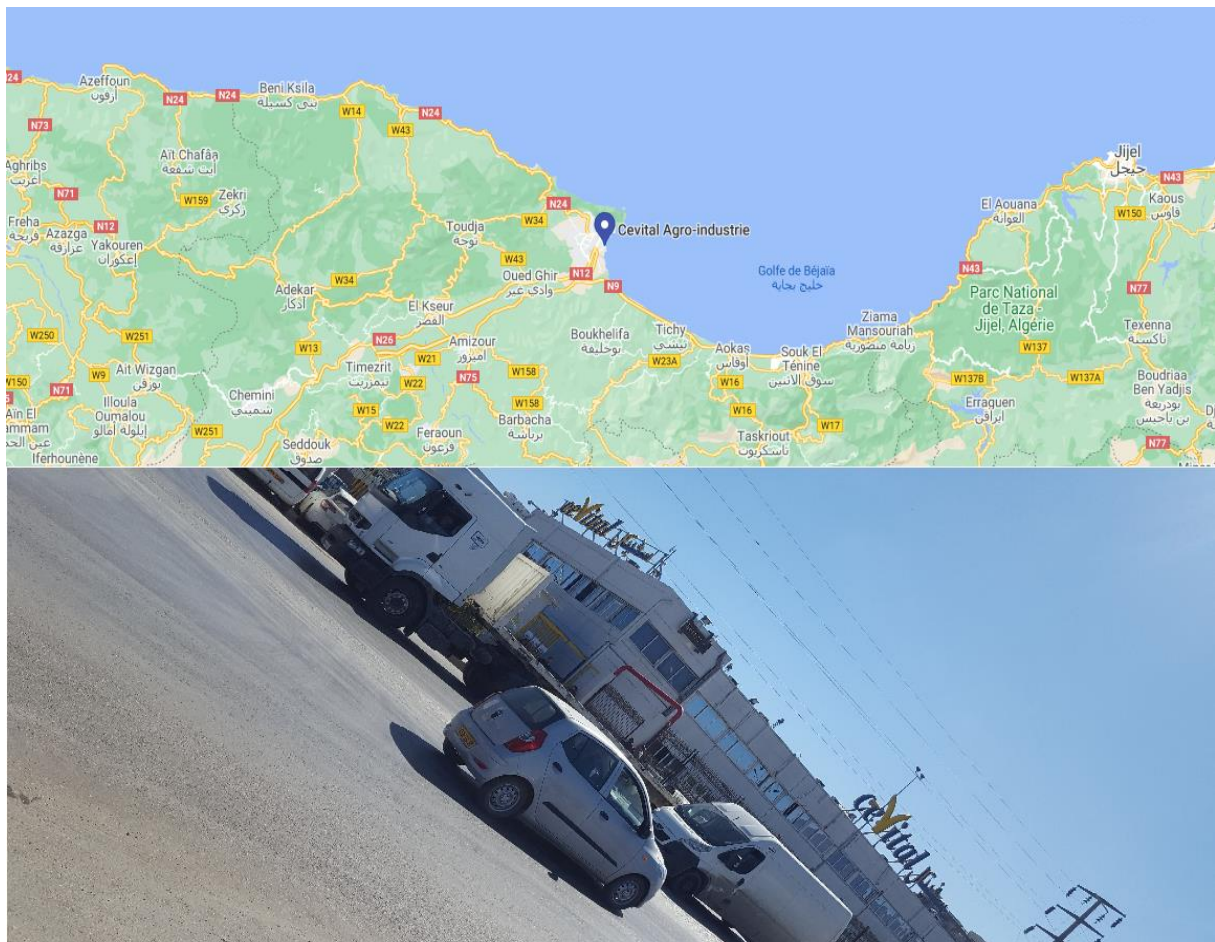


Figure III.1 : Situation géographique du complexe agroalimentaire CEVITAL.

III.2.3. Activités

L'ensemble des activités de CEVITAL sont basées sur la production et la commercialisation des huiles végétales, de margarine et du sucre qui se présente comme suit :

- Deux raffineries de sucre (6000 t/jour) ;

- Une unité de sucre liquide ;
- Une raffinerie d'huile (2000 t/jour) ;
- Une margarinerie ;
- Une unité de conditionnement d'eau minérale ;
- Une unité de fabrication et de conditionnement de boissons rafraîchissantes ;
- Une conserverie ;
- Une unité de fabrication de chaux calcinée.

III.2.4. Objectifs

L'entreprise a pour mission principale de développer la production et d'assurer la qualité et le conditionnement des huiles, des margarines et du sucre à des prix nettement plus compétitifs et cela dans le but de satisfaire le client et le fidéliser. Les objectifs visés par CEVITAL peuvent se présenter comme suit :

- L'extension de ses produits sur tout le territoire national ;
- L'importation des graines oléagineuses pour l'extraction directe des huiles brutes ;
- L'optimisation de ses offres d'emploi sur le marché du travail ;
- L'encouragement des agriculteurs par des aides financières pour la production locale des graines oléagineuses ;
- La modernisation de ses installations en termes de machines et techniques pour augmenter le volume de sa production ;
- Le positionnement de ses produits sur le marché étranger par leurs exportations.

III.3. Station d'épuration des eaux usées de CEVITAL

La station d'épuration des eaux usées de CEVITAL est constituée, d'un système appelé « DUO-UNITANK ». Elle est destinée à traiter des eaux résiduelles d'une charge en matière grasse de 6 g.L^{-1} avec un débit de $18 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$. Une extension de cette installation a été complétée par un traitement physico-chimique nommé « INFILCO » de $30 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$.

La station d'épuration reçoit les eaux de rejet de la raffinerie d'huile, de la fosse des huiles brutes, de la section de traitement des pâtes de neutralisation, de la margarinerie ainsi que les eaux de lavage. Ces eaux sont chargées en matières organiques biodégradables sous forme dissoutes (sucres, alcools, etc.), et non dissoutes, cette fraction est insoluble, ou solide. Les solides sont présents soit en suspension (particules colloïdales telles que macromolécules, agrégats, matériel cellulaire, etc.) dans l'eau, soit décantent (solides sédimentables).

La fraction organique peut aussi être présente sous forme d'émulsion (lipides, graisses, etc.). La fraction peu ou non biodégradable en suspension (les matières en suspension) peut être partiellement retenue dans une installation à boues activées. La fraction minérale se présente sous forme de matières insolubles par exemple : sables, argiles ou de matières dissoutes (sels solubles).

III.3.1. Normes de rejets industrielles

Le décret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006 du journal officiel de la république algérienne n°26 a défini les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels. Toutes les installations générant des rejets d'effluents liquides industriels doivent être conçues, construites et exploitées de manière à ce que ces rejets ne dépassent pas à la sortie de l'installation les valeurs limites des rejets définies, et doivent être dotées d'un dispositif de traitement approprié de manière à limiter la charge de pollution rejetée. La tolérance, à certaines valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides d'industrie agro-alimentaire des corps gras, sont consignées dans le Tableau III.1

Tableau III.1 : Valeurs limites des paramètres de rejet d'effluents liquides d'industrie agro-alimentaire des corps gras.

Paramètres	Unité	Valeurs limites	Tolérance aux valeurs limites anciennes installations
Température	°C	30	30
pH	-	5,5 - 8,5	6-9
DBO ₅	g.t ⁻¹	200	250
DCO	g.t ⁻¹	700	800
MES	g.t ⁻¹	150	200

III.3.2. Echantillonnage

L'échantillonnage au niveau de la station d'épuration de CEVITAL consiste à prélever un nombre d'échantillons représentatifs de chaque étape du process d'épuration. Il est réalisé par l'opérateur de la station d'épuration conformément aux consignes de sécurité.

Des échantillons sont prélevés régulièrement et les analyses se font au laboratoire d'analyse des eaux de CEVITAL. Les différents points de prélèvement sont décrits ci-dessous :

- Les eaux d'entrée de la station d'épuration ;

- Les eaux du DAF (Dissolved Air Flottation ou FAD : Flottation à Air Dissous) : bassin d'acidification et bassin de neutralisation ;
- Les eaux du bassin B11 (post traitement physico-chimique) ;
- Les eaux du bassin biologique ;
- Les eaux des rejets non filtrées ;
- Les eaux des rejets filtrés.

III.4. Procédés de traitement des eaux usées de l'industrie de CEVITAL

Le traitement des eaux usées dans la station d'épuration de CEVITAL est réalisé en quatre étapes : prétraitement, traitement primaire, traitement secondaire et traitement tertiaire.

III.4.1. Prétraitement

Le prétraitement des eaux usées, illustré sur la Figure III.2, consiste en des traitements physiques qui assurent une élimination des huiles non dissoutes et des particules sédimentables ainsi que le refroidissement de l'eau qui arrive à la station d'épuration avec une température très élevée.

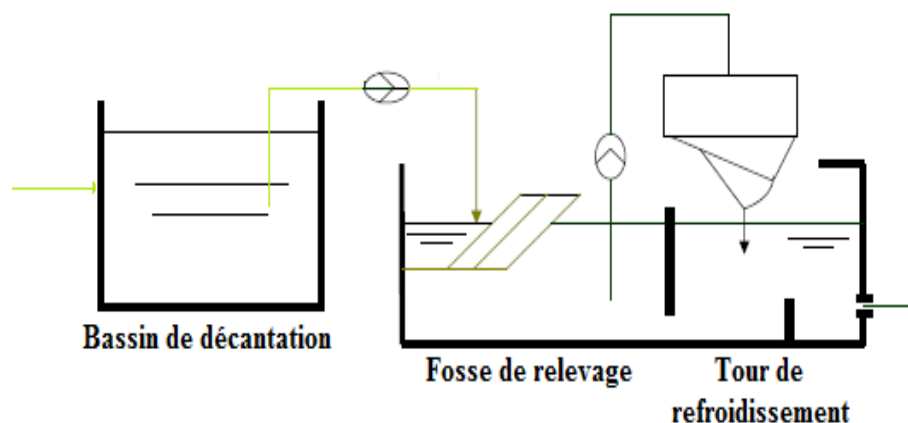


Figure III.2 : Schéma des procédés de prétraitement de l'industrie CEVITAL

III.4.1.1. Décantation

Les eaux usées arrivent à la station d'épuration avec une température très élevée et sont collectées dans un bassin de décantation pour un temps de séjour de 4 heures. Cette opération permet la sédimentation de la terre décolorante et les solides décantables ainsi que la flottation des huiles libres contenues dans l'effluent. Les huiles sont récupérées et renvoyées vers la raffinerie et la terre est récupérée par un nettoyage qui s'effectue tous les deux ans.

III.4.1.2. Déshuilage

Les eaux récupérées du bassin de décantation sont envoyées par une pompe vers une fosse de relevage de 96 m³ où se produit un déshuilage pour récupérer les huiles dispersées ainsi qu'une sédimentation des particules solides restantes dans l'effluent.

III.4.1.3. Refroidissement

Les eaux après déshuilage ont une température avoisinant les 60 °C, elles sont refoulées vers une tour de refroidissement, il s'agit d'un équipement qui contient des aérateurs et permet de refroidir les eaux à environ 30 °C.

III.4.2. Traitement primaire

En aval du prétraitement, les eaux résiduaires sont évacuées par deux pompes vers les DAFs (Dissolved Air Flottation), il s'agit d'un bassin composé de plusieurs compartiments, comme le montre la Figure III.3, la STEP de CEVITAL en dispose 4. Ce bassin assure la clarification de l'eau en éliminant les huiles dissoutes et les matières en suspension restantes dans l'effluent par ajout d'agents chimiques et d'air comprimé.

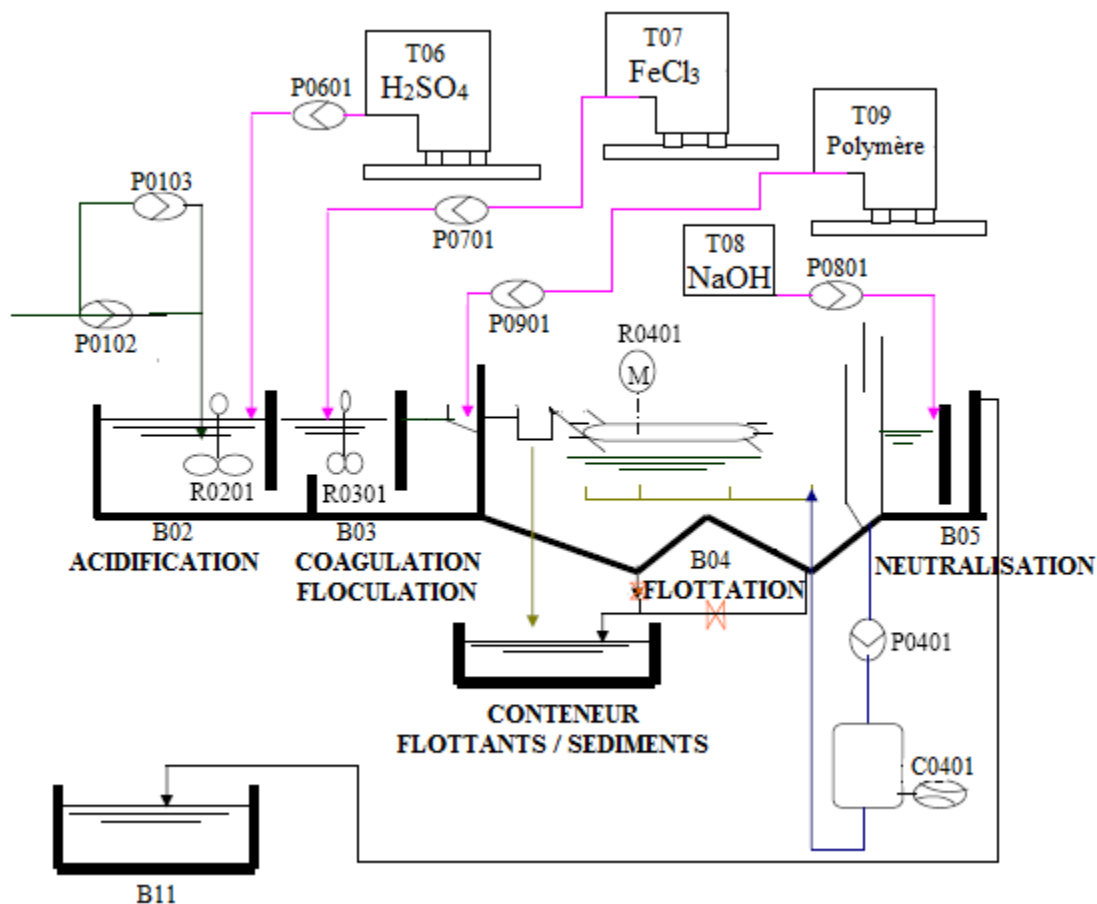


Figure III.3 : Schéma des procédés de traitement physico-chimique de l'industrie CEVITAL

III.4.2.1. Acidification

Au niveau du compartiment B02 du DAF, de l'acide sulfurique H_2SO_4 à 98 % (ou acide chlorhydrique HCl) est ajouté par une pompe doseuse afin d'abaisser le pH jusqu'à 2 ou 3, cette opération se fait sous une agitation rapide et permet de casser les émulsions d'huile.

III.4.2.2. Coagulation

Dans le compartiment B03 du DAF, du Chlorure Féérique $FeCl_3$ (ou Sulfate d'Alumine Al_2SO_4) est dosé à 40 % pour permettre la déstabilisation des particules colloïdales. Ce dosage est combiné avec une agitation lente afin d'accélérer la coagulation sans casser les liaisons formées par l'ajout du coagulant.

III.4.2.3. Flocculation

Après la coagulation vient l'étape de la flocculation, il s'agit de l'agglomération des particules déstabilisées en micro-flocs et ensuite en flocons plus volumineux que l'on appelle flocs. Cette opération est réalisée par le dosage d'un polyacrylamide cationique.

III.4.2.4. Flottation

L'étape de la flottation consiste à saturer les eaux usées dans le compartiment de flottation B04 par une injection d'air comprimé au fond de l'ouvrage par une pompe de pressurisation, ce qui entraîne la formation de bulles d'air qui se fixent sur les flocs formés préalablement ainsi que sur l'huile dissoute et les particules en suspension dans les eaux usées du bac de flottation. Il en résulte des agglomérats qui, en raison de l'air injecté, ont des vitesses de montée verticale considérablement augmentées. Les matériaux flottés remontent à la surface pour former une couche de mousse. Des racleurs enlèvent continuellement la mousse. Le temps de séjour dans les chambres de flottation est généralement d'environ 10 à 30 minutes. Les mousses raclées sont acheminées vers la station de traitement des pâtes tandis que l'effluent clarifié coule vers un bassin récepteur B05.

III.4.2.5. Neutralisation

A la sortie du DAF, l'eau est acide, il est nécessaire de la neutraliser pour qu'elle ne compromette pas l'efficacité du traitement biologique. Cette opération s'effectue par ajout d'une base forte (NaOH) dosé à 30 % dans un bassin B05. La mesure du pH se fait par un régulateur de pH automatique.

III.4.3. Traitement secondaire

L'effluent est désormais à la température ambiante et à pH neutre et est clarifié par le traitement physico-chimique. L'effluent peut recevoir donc un traitement biologique.

III.4.3.1. Homogénéisation

En aval du traitement physico-chimique, un bassin tampon B11 de 350 m³ (voir Figure III.4) sert à l'égalisation qualitative (concentration des polluants) et quantitative (débit de l'effluent) des eaux résiduaires pour que des eaux uniformes soient alimentées dans le bassin biologique. Le bassin tampon est homogénéisé et aéré à l'aide d'un hydro-éjecteur.

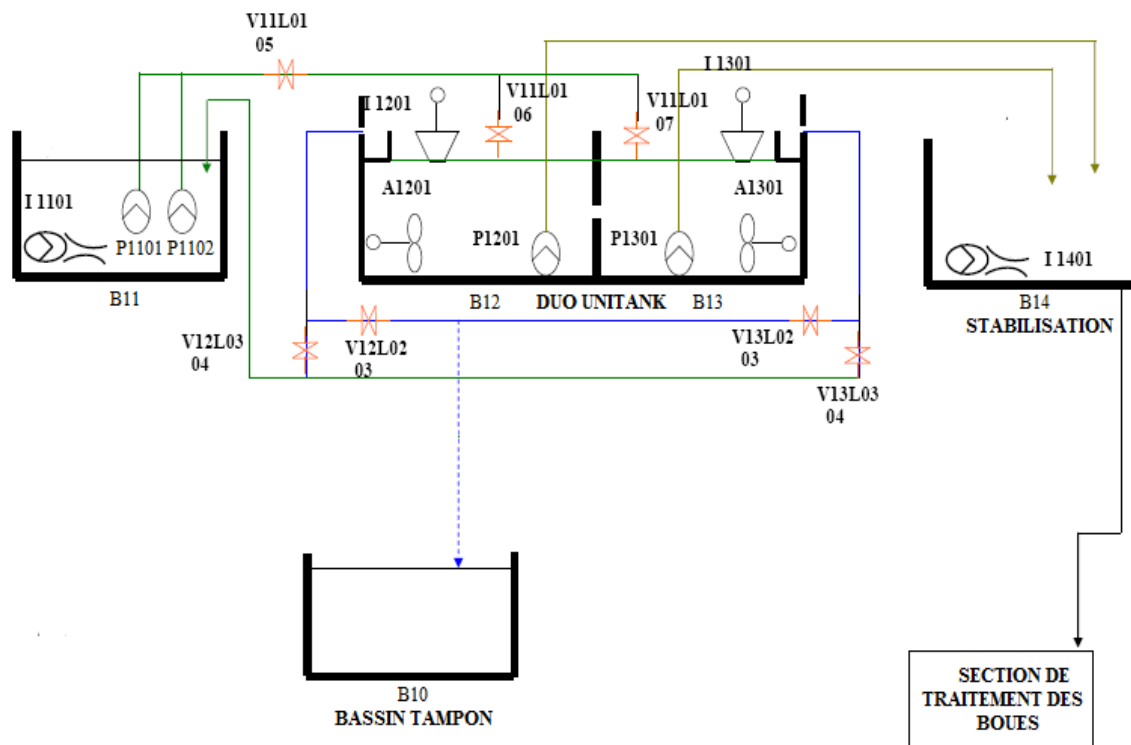
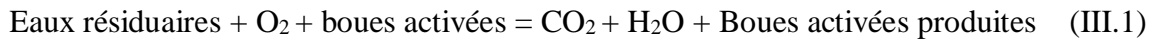


Figure III.4 : Schéma du procédé de traitement biologique de l'industrie CEVITA

III.4.3.2. Traitement biologique par boues activées

Le principe du traitement biologique consiste à développer un floc bactérien. Les bassins biologiques B12 et B13 de 1400 m³ (réacteur DUO-UNITANK) sont alimentés par les eaux résiduaires contenant de la matière organique biodégradable. Ces eaux sont à température ambiante et à pH neutre. Les bassins contiennent préalablement des boues activées (cultures libres) composées de bactéries hétérotrophes filamenteuses aérobies à 2 mg.L⁻¹. Les bassins sont aérés par des turbines qui permettent d'apporter de l'oxygène atmosphérique pour la prolifération des bactéries. Des agitateurs sont également installés dans les bassins afin

d'effectuer un brassage pour assurer un contact satisfaisant entre le substrat et les boues et éviter la décantation. La dégradation de la matière organique s'effectue selon la réaction (III.1) suivante :



A la fin des 5 jours du traitement, les boues formées décantent, une partie de ces boues reste dans le bassin pour assurer les prochains traitements biologiques tandis que l'autre partie est évacuée vers la section de traitement des boues. Les eaux traitées sont déversées dans un bassin tampon en vue d'un traitement tertiaire.

III.4.4. Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire consiste en un traitement de filtration pour éliminer les matières en suspension restantes après le traitement biologique. Les eaux après traitement biologique sont évacuées vers un bassin tampon puis dans des filtres à sable ce qui permet l'élimination des dernières matières en suspension restantes dans l'eau. Les filtres à sable sont nettoyés à contre lavage et les eaux désormais épurées coulent vers un dernier bassin tampon.

La Figure III.5 illustre l'ensemble des procédés de traitement des eaux usées de l'industrie CEVITAL.

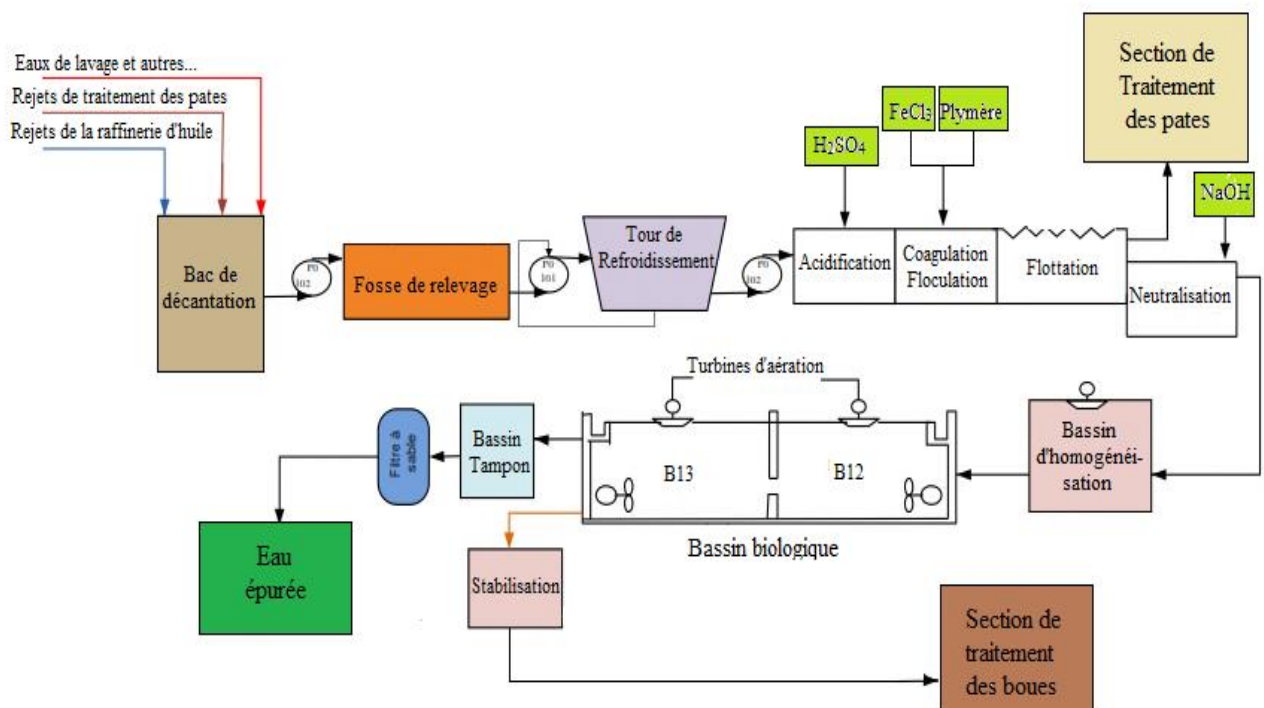


Figure III.5 : Schéma des procédés de traitement des eaux usées de l'industrie CEVITAL

III.5. Techniques d'analyse

III.5.1. Le pH

➤ Principe

C'est la mesure de la différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence plongeant dans une même solution. Le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H^+ .

➤ Matériels

- pH-mètre ;
- Bécher.

➤ Mode opératoire

- Etalonner le pH-mètre avec deux solutions étalons de pH 7 et 10 ou 4 et 7 (selon la gamme de mesure à réaliser) ;
- Prendre un bécher avec l'eau à analyser ;
- Plonger la sonde du pH-mètre dans l'échantillon ;
- Après stabilisation, lire le résultat.

III.5.2. La demande chimique en oxygène (DCO)

➤ Principe

Les substances oxydables réagissent avec le bichromate de potassium sulfurique en présence de sulfate d'argent. Le chlorure est masqué avec du sulfate de mercure. La coloration verte du Cr^{3+} sera déterminée photométriquement.

➤ Matériels

- Cellule ronde Lange LCK 514 DCO test 2000 ppm ;
- Micro pipette 2 mL ;
- Micro pipette 10 mL ;
- Tube à essai ;
- Kit chauffant DR LANGE; LT100 ;
- DCO-mètre DR LANGE LASA 100.

➤ Mode opératoire

- Procéder à une dilution de 10 ou de 100 (selon la charge des eaux à analyser) ;
- Prendre une cuve test et mélanger le contenu pour avoir une solution homogène (Figure III.6) ;
- Prélever 2 mL de l'échantillon à analyser ;
- Fermer la cuve, mélanger et nettoyer ;
- Chauffer la cuve dans le thermostat à une température de 148°C pendant deux heures ;
- Sortir la cuve chaude et la retourner deux fois avec précaution ;
- Laisser refroidir dans le support de cuve à température ambiante ;
- Bien nettoyer l'extérieur et mesurer avec le DCO-mètre.

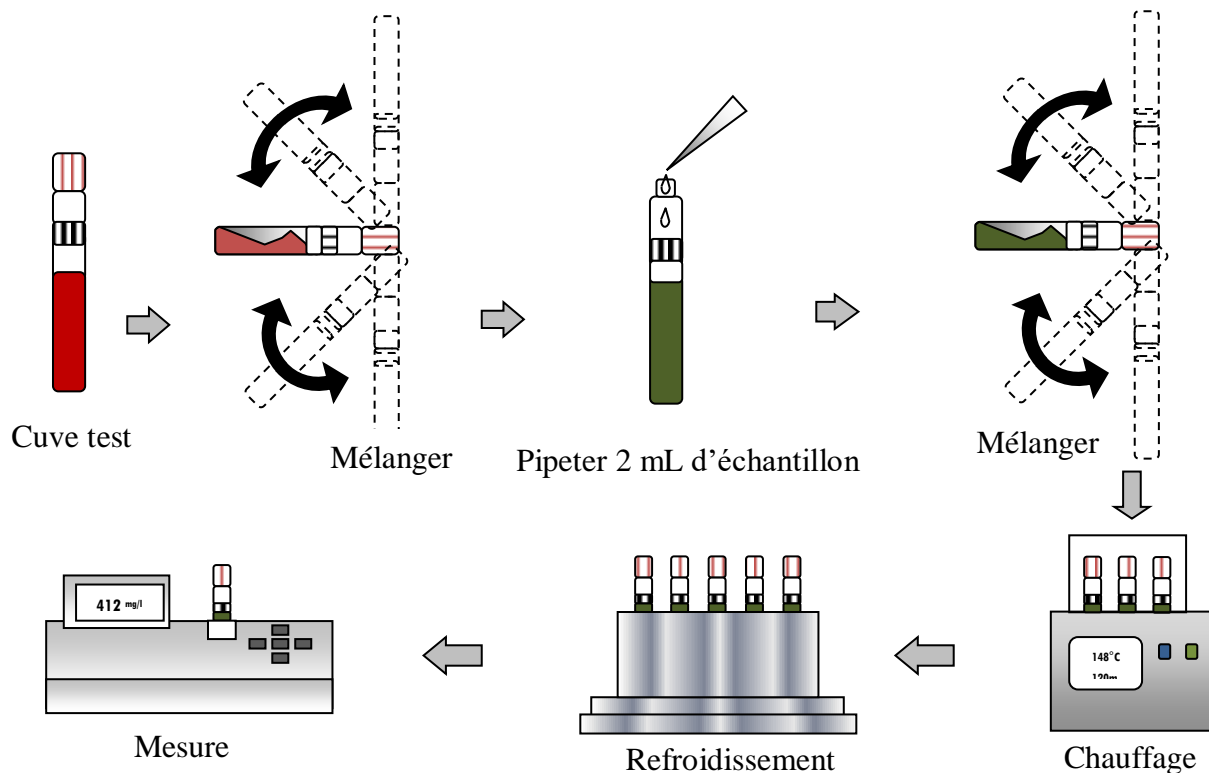


Figure III.6 : Schéma représentatif du mode opératoire pour la mesure de la DCO

III.5.3. La demande biologique en oxygène (DBO)

➤ Principe

La mesure de la DBO avec le système manométrique OxiTop BOX (Figure III.7) est basée sur le principe de pression (mesure par différence). La dépression créée par la consommation de l'oxygène par les microorganismes est mesurée par une sonde de pression électronique. Cette dépression correspond à la demande biologique en oxygène de l'échantillon.

➤ **Matériels**

- Système OxiTop complet avec enceinte réfrigérante
- Godet caoutchouc
- Flacon
- Pastilles de soude
- Barreaux magnétiques
- Fioles jaugées
- Pince

➤ **Mode opératoire**

Le volume à introduire dans le flacon d'analyse est en fonction de la DBO₅ attendue. Celle-ci est déterminée en évaluant la DBO₅ ≈ 80 % de la DCO. (Il est nécessaire de déterminer la DCO avant de lancer l'analyse de la DBO₅).

- Mesurer le volume de l'échantillon avec une fiole jaugée ;
- Rincer le flacon avec de l'échantillon et le remplir ;
- Mettre le barreau magnétique dans le flacon ;
- Mettre 2 pastilles de soude dans le godet caoutchouc à l'aide d'une pince et fermer le flacon avec le godet caoutchouc ;
- Maintenir le flacon de mesure avec l'Oxipap à 20 °C en obscurité pendant 5 jours ;
- L'échantillon est agité en continu pendant 5 jours ;
- Lecture des valeurs à la fin des 5 jours.



Figure III.7 : Appareil de mesure de la DBO₅ (OXITOP BOX).

III.5.4. Les matières en suspension (MES)

➤ Principe

La détermination des matières en suspension dans l'eau s'effectue par filtration (Figure III.8). L'eau est filtrée et le poids des matières retenues par le filtre est déterminé par pesée différentielle.

➤ Matériels

- Dispositif de filtration sous vide ;
- Pompe à vide 2 à 4 bars ;
- Filtre 0,45 μm ;
- Boite de pétrie petit format ;
- Balance analytique ;
- Dessiccateur ;
- Etuve à 105 °C.

➤ Mode opératoire

- Laver le filtre de 0,45 μm à l'eau distillée avant de le mettre dans une boîte de pétrie. Sécher à 105 °C jusqu'à obtention d'une masse constante, puis peser à 0,1 mg près après passage au dessiccateur (P_2) ;
- Mettre en place l'équipement de filtration et le dispositif d'aspiration en marche ;
- Verser l'échantillon à analyser de volume (V) sur le filtre et rincer le conteneur avec 10 mL d'eau distillée sur le filtre ainsi que les parois de l'entonnoir de filtration ;
- Laisser essorer le filtre pour le mettre ensuite sur la boîte de pétrie et sécher à 105 °C ;
- Laisser refroidir dans le dessiccateur et peser jusqu'à un poids constant (P_1).

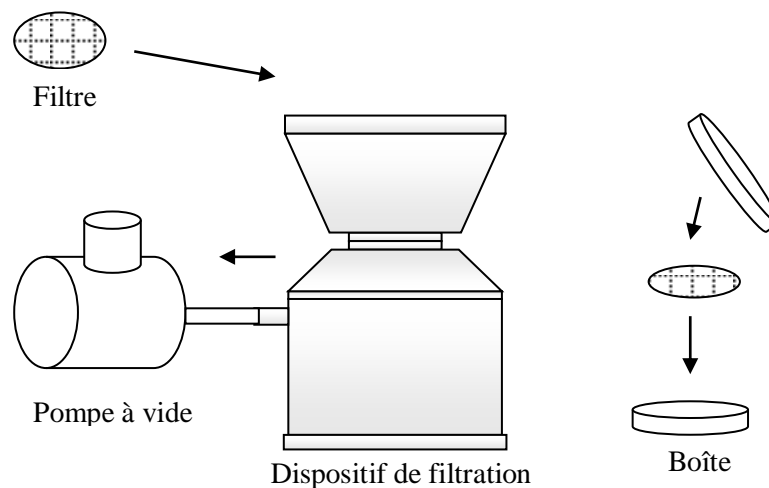


Figure III.8 : Détermination des matières en suspension par filtration

III.6. Conclusion

Les eaux usées issues de l'industrie agroalimentaire des corps gras de CEVITAL sont riches en polluants de diverses natures et leur rejet direct dans la mer causerait un impact majeur sur l'environnement, elles sont donc épurées par un couplage de traitements physico-chimiques et biologiques afin de répondre aux normes de rejets définies. Les techniques d'analyse permettent un suivi des valeurs des paramètres des eaux à différents points du traitement.

Chapitre IV

Chapitre IV

Résultats et discussion

IV.1. Introduction

Le traitement des eaux usées de l'industrie CEVITAL doit répondre aux normes fixées de rejets et éviter ainsi un chaos écologique et préserver les écosystèmes marins de la ville de Bejaia. Il est donc nécessaire de réaliser un suivi sur l'évolution de la charge polluante à différents points de traitement pour vérifier la qualité de ces eaux. Par ailleurs, l'effluent liquide est riche en matières valorisables, telles que les mousses récupérées dans les DAFs, les boues du bassin biologique ainsi que les eaux récupérées à la fin de l'épuration. Ce chapitre discute les résultats des paramètres analysés et présente les sous-produits de l'épuration et leur valorisation.

IV.2. Résultats des traitements physico-chimiques et biologiques

La mesure des performances épuratoires de la station a été réalisée au laboratoire d'analyse des eaux de CEVITAL durant le mois de mai 2021.

IV.2.1. La Température

La température a une influence considérable sur les réactions biologiques : la consommation en oxygène à la température optimale augmente la vitesse de biodégradation. La température idéale pour le bassin biologique peut aller jusqu'à des valeurs maximales de 35 à 40 °C. A des températures élevées, la solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue, et sans oxygène, les microorganismes ne prolifèrent pas, rendant ainsi le traitement inefficace.

La température est mesurée automatiquement grâce à des capteurs équipés dans les ouvrages :

- Entrée de la STEP ;
- Fosse de relevage ;
- Tour de refroidissement,
- Le bassin biologique

Les résultats sont représentés sur la Figure IV.1. A l'entrée de l'installation l'effluent a une température très élevée car il est issu des procédés de fabrication qui sont réalisés sous hautes

températures. La tour de refroidissement permet de réduire la température de l'effluent jusqu'à 30 °C ce qui représente une température idéale pour le bon fonctionnement de l'installation.

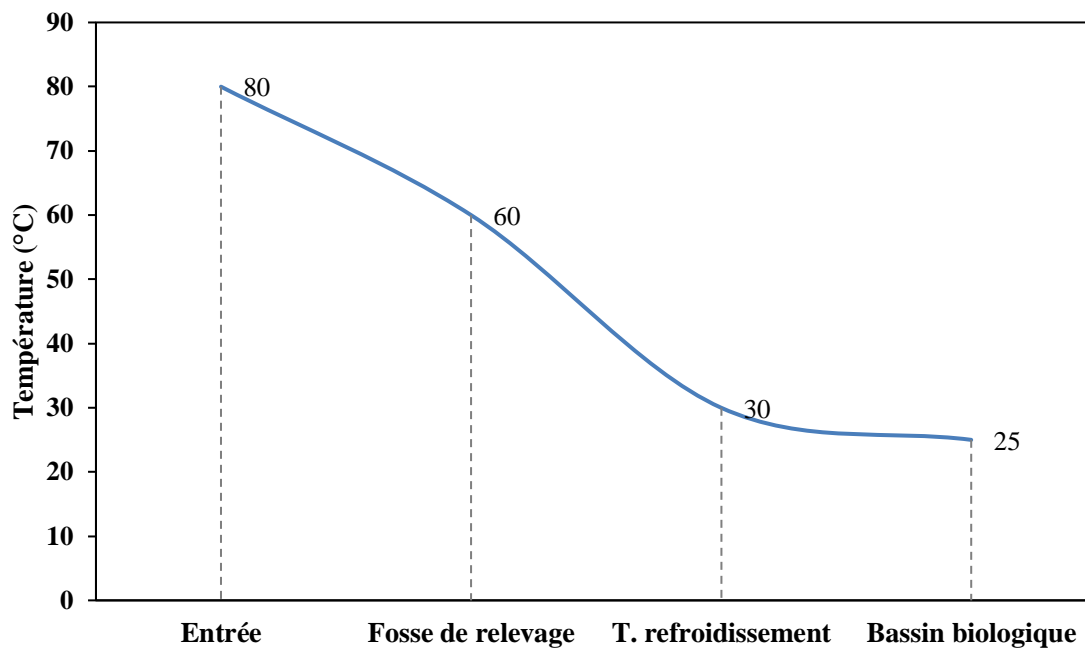


Figure IV.1 : Courbe de variation de température dans la station d'épuration

IV.2.2. Le pH

Le pH est un paramètre également très important pour le procédé biologique. Il doit toujours être mesuré par rapport au pH idéal dans le bassin biologique, car les microorganismes qui s'y trouvent sont sensibles aux variations de pH. Le pH optimal est compris entre 6,5 et 8,5 (Schmidell, 2007).

Sous l'influence des réactions biochimiques, le pH peut parfois varier dans le réacteur biologique. L'augmentation du pH dans le réacteur biologique est liée à :

- L'assimilation des acides ;
- L'ammonification (libération d'ammoniac) ;
- La dénitrification ;
- La libération de CO₂ provenant des réactions de dégradation.

Une diminution du pH peut apparaître en raison de :

- La nitrification ;
- L'acidification en cas de manque d'oxygène.

Afin de maintenir un bon fonctionnement et un rendement satisfaisant de l'installation, il est indispensable de maintenir le pH en dessous de 8,5 (optimum : 7 à 8). Ceci permet également de préserver les écosystèmes côtiers qui sont sensibles aux valeurs du pH extrêmes (Andersson *et al.*, 2011)

Une analyse a été faite sur 5 échantillons prélevés dans différentes sections de la STEP :

- Entrée de la STEP ;
- Bassin d'acidification B02 ;
- Bassin de neutralisation B05 ;
- Bassin biologique ;
- Sortie de la STEP après le traitement tertiaire (eau épurée).

Les résultats sont représentés dans la Figure IV.2. Le pH varie faiblement à la sortie de chaque étape majeure de traitement, il avoisine 7 dans la majorité des procédés de traitement.

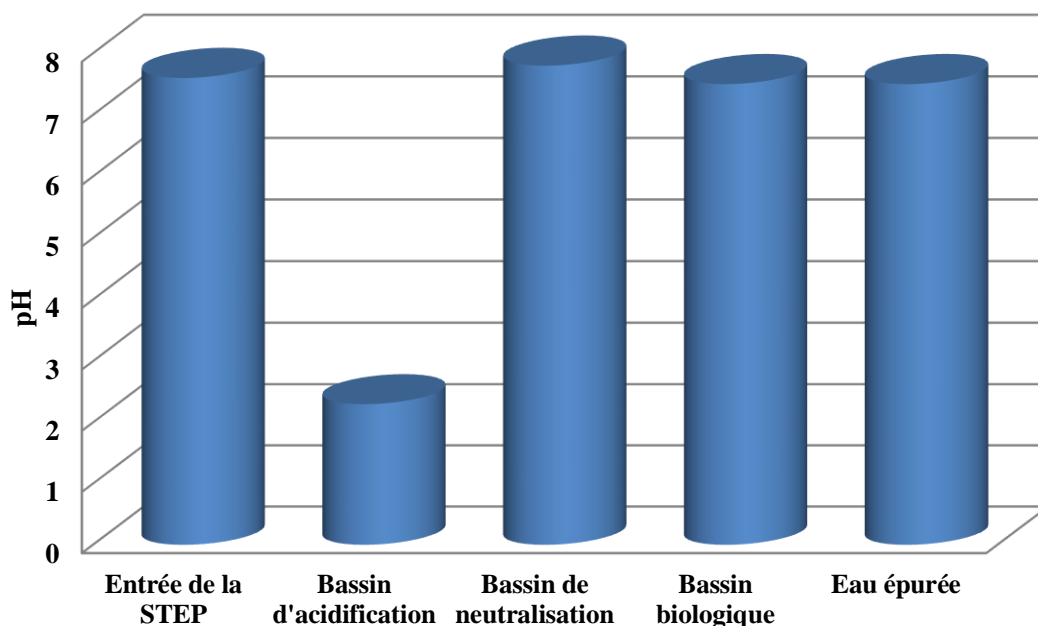


Figure IV.2 : Diagramme de variation du pH à différentes étapes de traitement

Cette figure montre que le pH de l'effluent entrant dans la STEP est de 7,6 proche de la neutralité avec parfois, une légère tendance à l'alcalinité. Cela indique que les eaux issues des procédés de fabrication ont généralement un pH neutre.

Dans le bassin d'acidification B02, le pH du milieu est de 2,3 et peut baisser jusqu'à 2. Cela est dû à l'acidification de l'effluent par un acide fort, l'acide sulfurique (H_2SO_4), qui permet de casser les émulsions de l'effluent.

Dans le bassin de neutralisation B05, le pH mesuré est de 7,5. L'ajout d'une base forte, l'hydroxyde de sodium (NaOH) permet d'accroître le pH jusqu'à atteindre une valeur comprise entre 7 et 8, correspondant au pH idéal pour la décomposition des matières biodégradables par les microorganismes. Le pH après le traitement biologique ne varie pas de façon remarquable, car le bassin biologique ne contient pas des éléments acides ou alcalins qui pourraient compromettre l'efficacité du traitement.

A la sortie de la station d'épuration, après le traitement tertiaire par filtration, l'eau épurée présente un pH de 7,5. Cette valeur est conforme à la norme algérienne en vigueur (Décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 du journal officiel de la république algérienne n°26) dont la valeur limite de pH des rejets industriels est comprise entre 5,5 et 8,5 (voir § III.3.1, Tableau III.1).

IV.2.3. La DCO

La DCO est le paramètre le plus couramment utilisé dans l'analyse des eaux usées au quotidien, elle est utilisée pour le contrôle de l'efficacité des systèmes de dépollution des rejets liquides. Sa mesure permet de déterminer la quantité de la charge oxydable, qu'elle soit biodégradable ou non, présente dans l'effluent. Une DCO excessive dans un milieu aquatique nuit aux écosystèmes conduisant à la constitution de zones mortes. Un phénomène appelé l'eutrophisation survient quand le milieu est très riche en nutriments favorisant une prolifération d'algues qui déséquilibrent le milieu, l'eau devient turbide et la lumière ne parvient plus aux fonds marins bloquant ainsi la photosynthèse des végétaux de ces zones (Galvez-Cloutier et Arsenault, 2002).

L'analyse de la DCO a été réalisée sur trois échantillons prélevés à l'entrée de la STEP ainsi qu'à la sortie des procédés de traitement majeurs, et les résultats sont illustrés sur la Figure IV.3. A l'entrée de la STEP, les résultats d'analyse de l'effluent liquide issu des procédés de production ont révélé des valeurs de DCO très élevées allant jusqu'à 36700 mg.L⁻¹. Ces résultats indiquent qu'à l'arrivée de la station d'épuration, l'eau est chargée en polluants oxydables.

Après le traitement physico-chimique de l'effluent, les valeurs de la DCO baissent considérablement jusqu'à atteindre une valeur moyenne de 6480 mg.L⁻¹. Cela signifie que le traitement physico-chimique appliqué qui consiste à éliminer les huiles dissoutes et les matières en suspension par une coagulation-floculation suivie d'une flottation (détaillé dans le chapitre III) a permis d'éliminer la majorité de la charge dégradable.

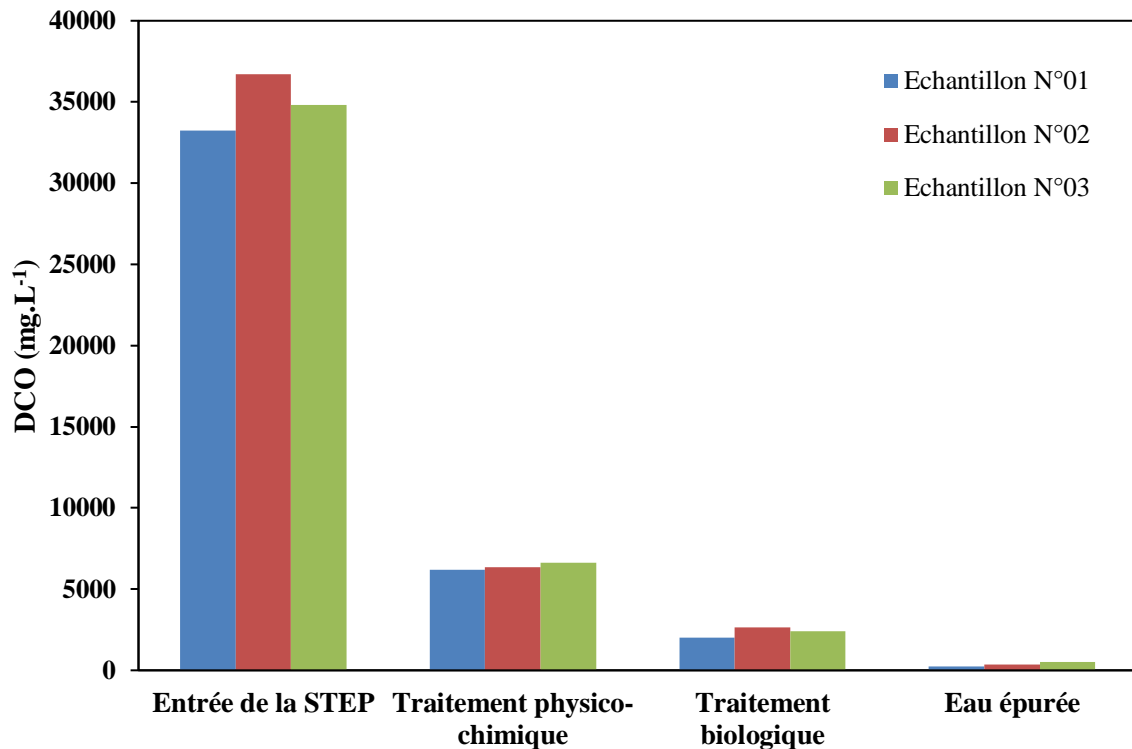


Figure IV.3 : Résultats de mesure de DCO à différents points de traitement

Après le traitement biologique, la DCO des eaux traitées décroît à une valeur moyenne de 2350 mg.L⁻¹. Cette diminution est due à l'élimination de la matière biodégradable de l'effluent.

Enfin, à la sortie de la station et après le traitement tertiaire, l'eau épurée présente une DCO de 367 mg.L⁻¹ (valeur moyenne) grâce à l'élimination des matières en suspension retenues dans l'effluent, cette valeur est inférieure à la norme qui est de 700 mg.L⁻¹ (voir § III.3.1, Tableau III.1). Ce résultat démontre l'efficacité du traitement des effluents liquides des corps gras de CEVITAL.

Le rendement épuratoire de la station peut être déterminé selon l'équation suivante :

$$R (\%) = \frac{DCO_{\text{Entrée}} - DCO_{\text{Sortie}}}{DCO_{\text{à l'entrée}}} \times 100$$

Le rendement épuratoire de la station d'épuration des eaux usées de CEVITAL est de 98,95%.

Avec :

- Une valeur moyenne de la DCO à l'entrée de la STEP : $DCO_{\text{Entrée}} = 34920 \text{ mg.L}^{-1}$,
- Une valeur moyenne de la DCO à la sortie de la STEP (après les différents traitements): $DCO_{\text{Sortie}} = 367 \text{ mg.L}^{-1}$.

Les rendements des différents procédés appliqués pour le traitement des eaux usées sont calculés de la même manière et sont illustrés sur la Figure IV.4. Les résultats montrent que le traitement physico-chimique présente un rendement d'élimination plus élevé (81,71 %) que celui du traitement secondaire (biologique) (11,54 %) et du traitement tertiaire (5,69 %). Quant à la charge restante en effluent dans l'eau épurée, elle ne présente que 1,05 %.

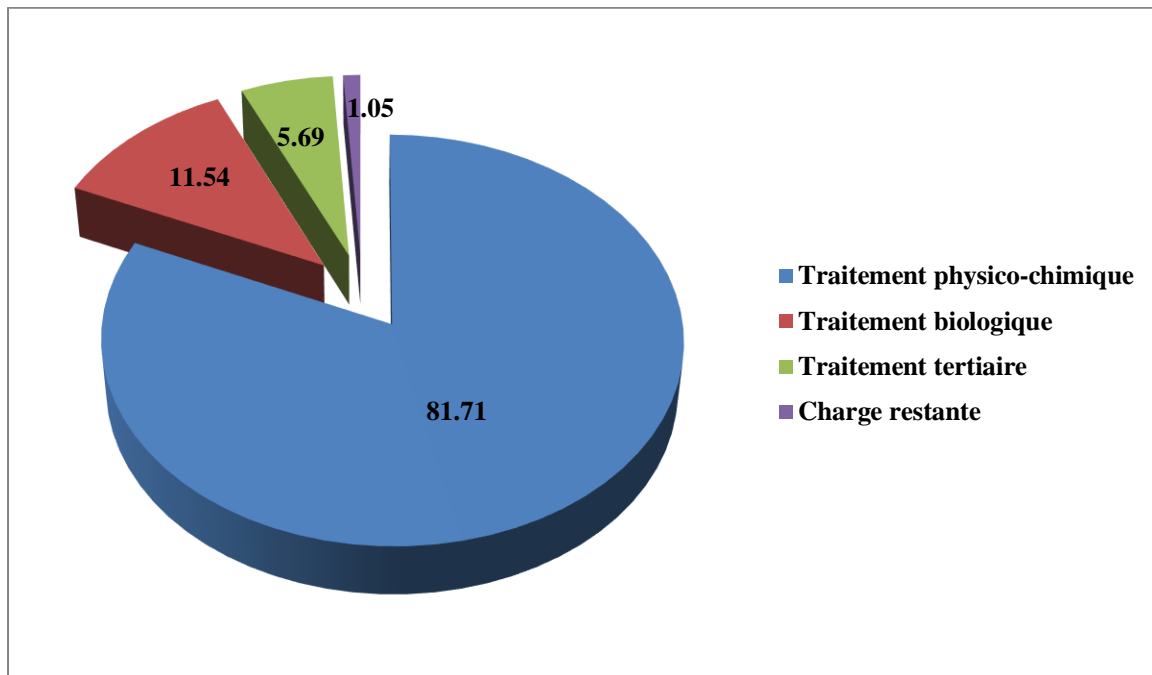


Figure IV.4 : Le rendement épuratoire des procédés de traitement

IV.2.4. La DBO

La mesure de la DBO détermine la quantité des matières biodégradables présente dans l'effluent. Le rapport DBO/DCO, appelé degré de dégradation biochimique, donne une indication quant à la biodégradabilité des composés organiques, il est généralement constant et typique pour un type particulier d'effluent. Il a été rapporté que la biodégradation est favorable pour les eaux usées présentant un rapport de $DBO_5/DCO > 0,5$, cependant elle est très limitée lorsque ce rapport est inférieur à $1/5$. La quantité de composés non dégradables biochimiquement est élevée quand ce rapport tend vers zéro (Balaska, 2015). Dans le cas de CEVITAL, ce rapport vaut approximativement 0,6, ce rapport sera nettement plus petit après traitement.

L'analyse de la DBO_5 est réalisée sur trois échantillons prélevés à la sortie de la station, les résultats sont consignés dans le Tableau IV.1.

Tableau IV.1 : Les résultats d'analyse de la DBO₅ sur les échantillons prélevés

Echantillon	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)
Echantillon N°01	48
Echantillon N°02	64
Echantillon N°03	32

La valeur moyenne de la DBO₅ des trois échantillons est de 48 mg.L⁻¹, cette valeur est nettement inférieure à la norme en vigueur (200 mg.L⁻¹). Ce qui montre l'efficacité du bassin biologique de dégradation des polluants organiques biodégradables dans la station d'épuration des eaux usées résiduaires de CEVIVAL.

En tenant compte de la valeur moyenne de la DCO à la sortie de la STEP, degré de dégradation biochimique des eaux traitées : DBO/DCO = 0,13.

Il est important de souligner que l'inconvénient de DBO₅ est la durée de l'analyse (5 jours). C'est pour cette raison que, le suivi journalier du système, est effectué par la DCO.

IV.2.5. Les MES

La mesure des matières en suspension (MES) permet de déterminer la quantité de matières solides, non dissoutes, dans l'effluent. La présence des MES dans l'effluent cause sa turbidité et peut affecter la croissance des différents organismes vivants. L'augmentation de la teneur en matières en suspension dans le bassin biologique peut causer une augmentation de la concentration des boues dont une partie risque de devenir inerte. Par conséquent, l'activité biologique des boues risque de diminuer. De même que les autres analyses, l'analyse des MES a été effectuée sur trois échantillons prélevés à la sortie de la STEP après filtration. Les résultats sont regroupés dans le Tableau IV.2 :

Tableau IV.2 : Les résultats d'analyse des MES des échantillons prélevés

Echantillon	MES (ppm)
Echantillon N°01	23
Echantillon N°02	41
Echantillon N°03	36

D'après ces résultats, la teneur moyenne en matières en suspension dans l'effluent avoisine 33 ppm, ce qui est largement au-dessous de la norme (150 ppm).

IV.3. Traitement et valorisation des pâtes

Lors du procédé de coagulation-floculation, une mousse à couleur qui varie entre un brun foncé et un jaune verdâtre est produite. Cette mousse est récupérée par raclage puis envoyée par des pompes à la section de traitement des pâtes, cette mousse est nommée Soap Stock, elle est composée des huiles, de l'eau, des phospholipides, des acides gras libres, des glycérides, des impuretés, etc. Le traitement de ces pâtes permet de produire un composé de qualité, à plusieurs utilisations. Par ailleurs, il s'agit d'un produit qui fermente facilement et par conséquent, il n'est pas recommandé de le stocker longtemps. Les procédés de valorisation des mousses issues du traitement des eaux usées, représentés sur la Figure IV.5, sont décrits ci-dessous.

IV.3.1. Chauffage

Les pâtes arrivées à la section alimentent un bac de réception équipé d'un serpentin de chauffage pour chauffer ces pâtes à 80 °C afin de les liquéfier et d'un agitateur. Un système d'injection de vapeur est également prévu sur le bac d'alimentation pour parfaire l'agitation et avoir un complément de chauffage si nécessaire.

IV.3.2. Saponification

Les pâtes liquéfiées sont ensuite conduites vers un mélangeur statique où on injecte de la soude NaOH par une pompe doseuse pour réaliser la saponification et former le savon sodique suivant la réaction (IV.1) :



Le mélange est ensuite versé dans un autoclave où la température et la pression sont fixées à 180°C et 12 bars respectivement afin de casser les liaisons du savon sodique. Le mélange est ensuite refroidit avec de l'eau froide par un échangeur.

IV.3.3. Décomposition

La solution formée est ensuite mélangée intimement dans un mélangeur statique avec de l'acide sulfurique concentré (H₂SO₄) qui transforme les savons sodiques en acides gras et carbonise une partie des impuretés suivant la réaction (IV.2) :



Le produit obtenu est composé de l'huile acide, de l'eau acide, d'un excès d'acides minéraux, des sels de sodium ainsi que des impuretés.

IV.3.4. Décantation

Le mélange quitte le réacteur et s'écoule vers un décanteur. Dans ce dernier, la réaction entre l'acide et le Soap Stock est complétée par une légère injection de vapeur pendant 4 heures. Le mélange se sépare en trois phases : de l'huile acide, de l'eau acide et une phase intermédiaires.

IV.3.5. Lavage et stockage

L'eau acide et les impuretés sont conduites vers la STEP, la phase intermédiaire est recyclée dans la section de traitement des pâtes tandis que l'huile acide subit un lavage par une eau chaude afin d'éliminer l'excès d'acide minéral. L'huile acide est ensuite acheminée vers un réservoir de stockage final.

Les huiles acides de CEVITAL Agro-industrie sont des produits, présentés sous une forme liquide, de couleur brune noirâtre et d'odeur caractéristique aux acides gras, de qualité supérieure destinés à satisfaire les besoins et les attentes des professionnels, elles sont utilisées pour la fabrication des détergents, des peintures, des aliments de bétail, les parfums, les huiles parfumées et les produits de soins corporels.

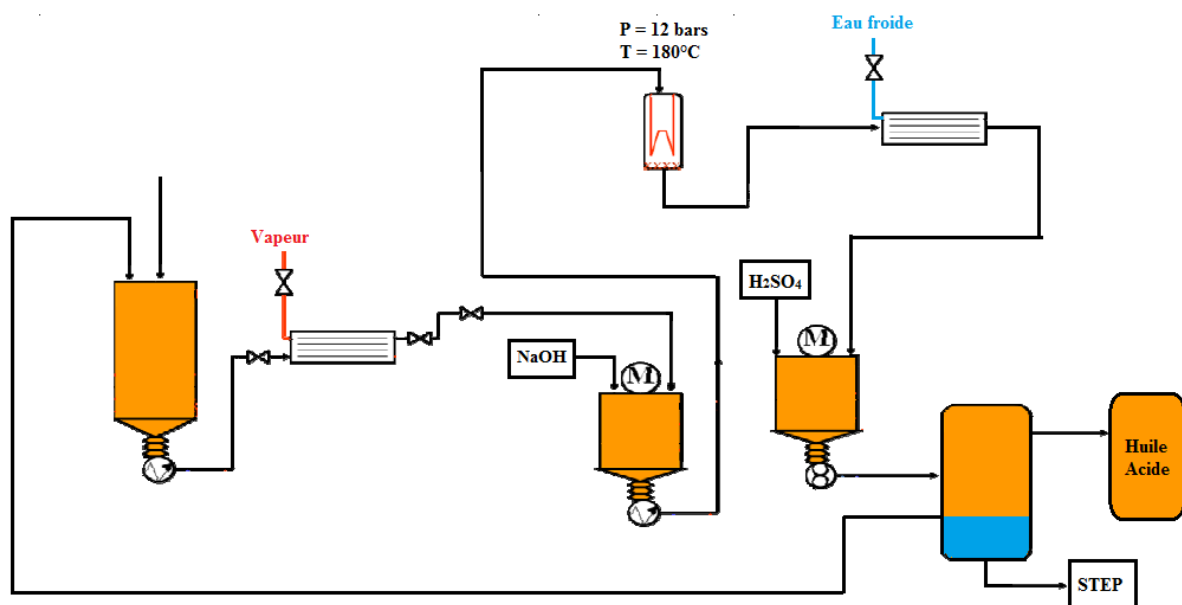


Figure IV.5 : Schéma des procédés de traitement des pâtes de l'industrie CEVITAL

IV.4. Traitement des boues

Les boues dans la station d'épuration de CEVITAL se produisent dans plusieurs sections de traitement : prétraitements, traitements physico-chimiques, traitements biochimiques et même en traitements tertiaires. Toutefois, la masse la plus importante est produite dans le traitement biologique, nommée la biomasse. Il s'agit du produit de la biodégradation de la matière organique par les microorganismes.

Les boues sont nécessaires pour l'activité biologique. Cependant, à une teneur de 2 à 5 g.L⁻¹, la biomasse est considérée en excès. Par conséquent, pour ne pas causer une accumulation dans le bassin biologique, une partie de cette masse doit être évacuée vers la section de traitement des boues. Les boues sont riches en eau, mais aussi en différentes matières organiques et minérales. Afin d'éliminer et éventuellement de valoriser ce sous-produit, une chaîne de traitements est nécessaire. Les étapes de conditionnement de la boue ont pour objectif d'en réduire le volume ; de stabiliser la boue en supprimant les odeurs nauséabondes ; de réduire la teneur en germes pathogènes et finalement de conditionner la boue pour une éventuelle valorisation. Les étapes de traitement des boues à CEVITAL sont présentées ci-dessous et illustrés sur la Figure IV.6

IV.4.1. Stabilisation

L'excès de biomasse est, en premier lieu, évacué vers un bassin de stabilisation. Ceci permet à la biomasse de mûrir et de réduire son caractère fermentescible. La boue est aérée pendant 6 jours pour permettre l'oxydation biologique de la matière organique par les microorganismes et ainsi éliminer les odeurs et les germes pathogènes. L'excès d'eau est déversé dans un bassin tampon.

IV.4.2. Déshydratation

La biomasse est dirigée vers une table d'égouttage. Il s'agit d'une toile perméable sur laquelle les boues sont déposées. La toile agit comme un filtre, l'eau la traversant tandis que la boue reste sur la toile. Un moteur met la toile en mouvement, ce qui permet son nettoyage et l'évacuation de la boue. Cette technique nécessite l'emploi d'un polymère, un polyélectrolyte cationique est ajouté à la biomasse pour former des floccs de boue. Cette étape permet d'éliminer une partie importante de l'eau contenue dans la boue et réduire ainsi considérablement le volume de la boue la rendant plus concentrée. L'eau récupérée est redirigée vers le traitement biologique.

IV.4.3. Séchage

Le séchage intervient après déshydratation, la boue égouttée est acheminée vers une presse à bande, la boue floculée est compressée entre deux toiles formant une pâte essorée. La presse est constamment lavée pour qu'elle conserve sa porosité.

IV.4.4. Chaulage

Après séchage, la boue est conduite vers un bassin de chaulage. Le chaulage consiste en un mélange intime de la boue déshydratée avec de la chaux ajoutée par une trémie. La chaux a deux actions sur la boue : augmentation du pH et de la température de la boue par réaction exothermique. Le chaulage est employé pour stabiliser et hygiéniser la boue, augmenter la siccité et améliorer la qualité agronomique de la boue. L'ajout de chaux à des doses importantes possède toutefois l'inconvénient d'augmenter les volumes de boue. Par ailleurs l'augmentation du pH entraîne le dégagement d'ammoniac, source de nuisances olfactives. La boue chaulée est le résultat final de traitement des boues.

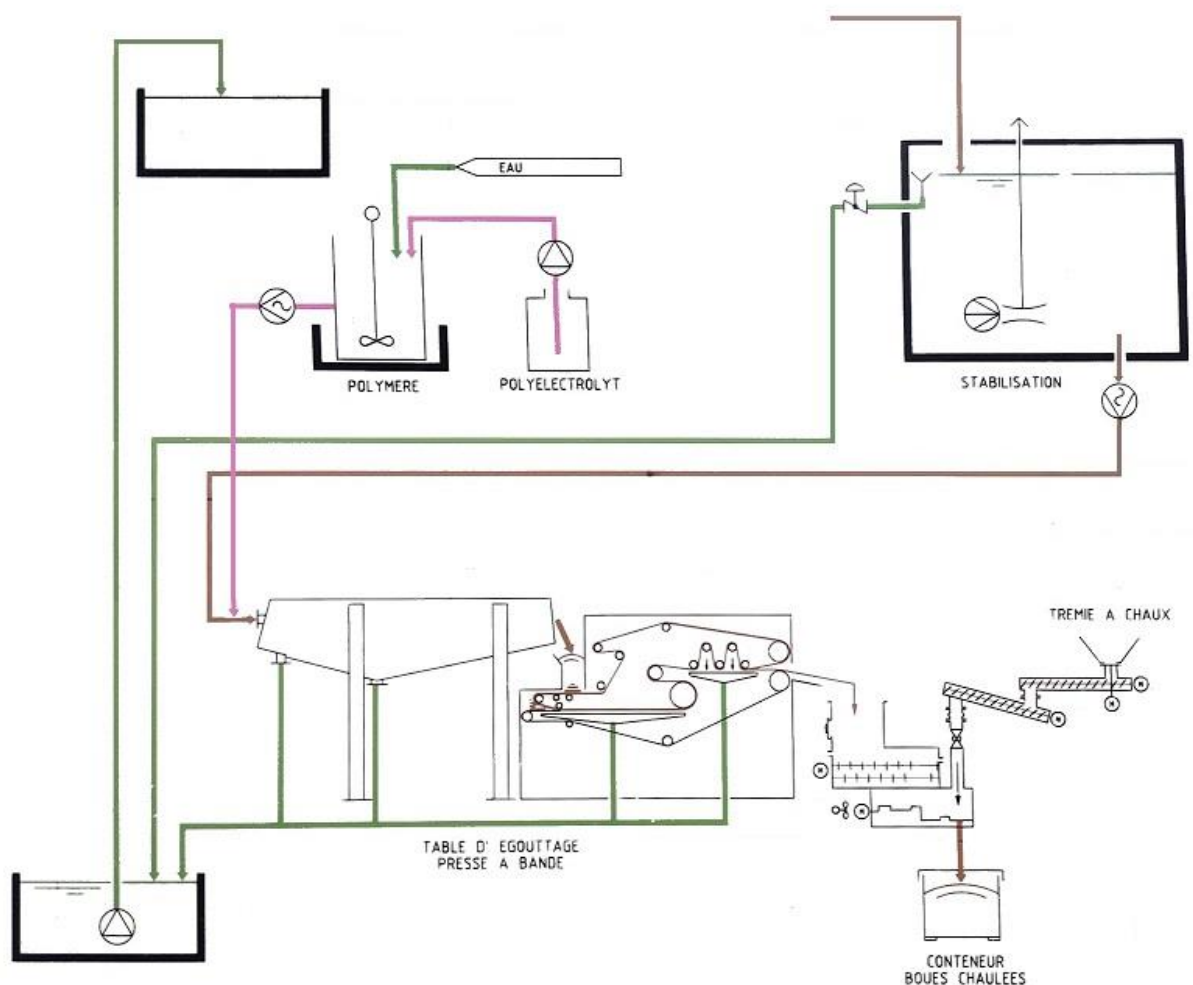


Figure IV.6 : Schéma des procédés de traitement des boues à CEVITAL

IV.5. Valorisation des boues et des eaux épurées

IV.5.1. Valorisation des boues

Les boues finales ont un statut de déchet de la station d'épuration, mais valorisables en agriculture. En effet, les boues sont riches en éléments fertilisants (azote, phosphore, potasse, magnésium) au même titre que les engrais de ferme (fumier, lisier). Elles ont donc un intérêt agronomique. Elles peuvent être épandues en agriculture et peuvent également être considérées comme un engrais et un amendement organique. Les boues chaulées ont une teneur en calcium importante du fait de l'incorporation de la chaux. Elles sont alors un bon amendement calcique pour les sols. Elles sont même recommandées pour la réhabilitation des sols stériles.

IV.5.2. Valorisation des eaux épurées

L'expansion des activités industrielles a conduit à une forte demande en ressources d'eau, d'autant plus que cette dernière se fait de plus en plus rare. Il est donc nécessaire d'avoir recours aux eaux de rejets pour assurer une économie circulaire et préserver les ressources naturelles.

Les eaux usées traitées peuvent trouver de nouveaux types d'utilisation. Ces réutilisations permettent d'économiser les ressources d'eau mais aussi de diminuer le volume des rejets pollués dans la nature. Lorsqu'elles sont traitées, elles peuvent être valorisées de diverses manières.

En mettant en œuvre les traitements adéquats en station d'épuration, plusieurs réutilisations non domestiques des eaux épurées sont envisageables :

- La réutilisation la plus répandue des eaux usées traitées est l'irrigation. Cette revalorisation représente non seulement une source d'économie importante pour le secteur agricole mais ces eaux sont également enrichies en nutriments.
- La réutilisation est également pratiquée par les collectivités qui peuvent ainsi arroser leurs espaces verts, nettoyer les espaces publics et lutter contre les incendies.
- Dans certains cas, la réutilisation des eaux usées dépolluées peut servir à recharger les nappes phréatiques dont le niveau a baissé consécutivement à des épisodes de sécheresse.

Cependant, la réutilisation devrait être gérée soigneusement, surveillée et contrôlée par des spécialistes afin de vérifier les risques et menaces potentiels sur les usagers ainsi que sur l'environnement dans son ensemble.

Dans le cas de CEVITAL, jusqu'à ce jour, les eaux épurées sont déversées dans la mer. Cependant, étant donné que l'usine a pour objectif d'augmenter ses capacités de production et que l'eau se raréfie, plusieurs projets sont en étude. Dans un premier temps, l'entreprise a pour but de réutiliser les eaux pour le nettoyage industriel et des équipements. Dans un second temps, les traitements seront plus poussés pour permettre une réutilisation éventuelle des eaux épurées dans les procédés de fabrication (eaux de process)

IV.6. Conclusion

Les résultats des paramètres analysés présentés dans ce chapitre sont conformes aux normes algériennes de rejets d'effluents liquides des industries agro-alimentaires. Par conséquent, la station d'épuration des eaux usées de CEVITAL agro-alimentaire de Bejaia assure un traitement efficace des eaux usées. Cette qualité de traitement des eaux usées assuré par CEVITAL fait partie de ses objectifs lui permettant d'obtenir la certification ISO 14001 sur le Management Environnemental.

En plus d'assurer un traitement efficace des eaux usées, la station d'épuration de CEVITAL assure également le traitement des pâtes issues du procédé de coagulation-floculation ainsi que le traitement des boues dans le but de produire des sous-produits potentiellement valorisables et enfin de réutiliser en perspectives, les eaux épurées afin d'économiser les ressources en eau et réduire ainsi la pollution.

Conclusion générale

Conclusion générale

Ce projet s'inscrit dans le cadre du management environnemental et du développement durable et met en évidence l'intérêt de la collecte, du traitement et de la valorisation des eaux usées industrielle.

L'objectif de ce projet de fin d'études a été d'étudier les performances épuratoires de la station d'épuration (STEP) de CEVITAL afin d'examiner l'efficacité des procédés de traitement de l'entreprise. Pour le réaliser, nous avons effectué un stage pratique au niveau de la STEP de cette entreprise, c'était une occasion inouïe de mettre en pratique nos connaissances théoriques et d'en acquérir d'autres.

Les résultats d'analyse des différents paramètres physico-chimiques et biologiques obtenus indiquent que les eaux rejetées par la station d'épuration de CEVITAL sont conformes aux normes algériennes admises. De ce fait, la STEP de CEVITAL assure un traitement efficace des rejets liquides de l'usine grâce aux équipements utilisés et au suivi régulier des variations de la charge polluante de l'effluent. Ceci rentre dans le cadre des objectifs de l'entreprise dans l'obtention de la certification ISO 14001 sur le Management Environnemental.

D'autre part, CEVITAL assure également le traitement, et potentiellement, la valorisation des sous-produits de l'épuration. Les pâtes issues du procédé de coagulation-floculation sont traitées et valorisées dans plusieurs domaines tels que la fabrication des aliments de bétail et les produits cosmétiques ; les boues d'épuration constituent un produit riche en fertilisants valorisables en agriculture ; l'eau épurée pourrait être réutilisée dans le domaine de l'irrigation, mais aussi dans les lavages et dans les procédés de fabrication, ce qui fait partie des objectifs de l'entreprise.

Références bibliographiques

- Adityosulindro S., Barthe L., Gonzalez-Labrada K., Haza U.J.J, Delmasa H., Julcour C. 2017. Sonolysis and sono-Fenton oxidation for removal of ibuprofen in (waste)water. *Ultrason Sonochemistry*, vol.39, pp. 889–896.
- Airfobep. 2008. Bilan, la qualité de l'air de la région de l'étang de Berre et de l'ouest des Bouches-du-Rhône, France.
- Alfano O.M., Cabrera M.I., Cassano A.E. 1997. Photocatalytic reactions involving hydroxyl radical attack. *Journal of Catalysis*, vol. 172, pp. 370–379.
- Ammerman A.J. 1990. On the origins of the Forum Romanum. *American Journal of Archaeology*, vol. 94, n° 4, pp. 627–645.
- Andersson A.J, Mackenzie F.T, Gattuso J.P. 2011. Effects of ocean acidification on benthic processes, organisms and ecosystems. In: Gattuso J-P, Hansson L. editors. *Ocean acidification*. Oxford University Press, Oxford, pp. 122-153.
- Andreozzi R., Caprio V., Insola A., Marotta R. 1999. Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis Today*, vol. 53, pp. 51–59.
- Augugliaro V., Litter M., Palmisano L., Soria J. 2006. The combination of heterogeneous photocatalysis with chemical and physical operations : A tool for improving the photoprocess performance. *Journal of Photochemistry and Photobiology C : Photochemistry Reviews*, vol. 7, pp. 127–144.
- Badia-Gondard, F. 2003. *L'assainissement des eaux usées*. Edition Technicité, France, p. 227.
- Bai Z.Y., Yang, Q., Wang, J.L., 2016. Fe₃O₄/multi-walled carbon nanotubes as an efficient catalyst for catalytic ozonation of p-hydroxybenzoic acid. *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 13, pp. 483–492.
- Balaska A. 2015. Etude de la dégradation du phénol en milieu aqueux en présence des HPA de type Dawson. Thèse de doctorat, Université de Annaba.
- Ballay D., Blais J.F. 1998. Le traitement des eaux usées. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 11, pp. 77–86.
- Bao Q., San Hui K., Duh, J.G. 2016. Promoting catalytic ozonation of phenol over graphene through nitrogenation and Co₃O₄ compositing. *Journal of Environmental Sciences (China)*, vol.50, pp. 38–48.
- Benabdeli K. 1995. Environnement écologique et gestion intégrée des ressources hydriques. 2^{ème} Colloque Climat-environnement, Oran 24-25 Décembre 1995.

- Billen G., Servais P. 1989. Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. In *Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques*, pp 219-245.
- Bockelmann D., Weichgrebe D., Goslich R., Bahnemann D. 1995. Concentrating versus non-concentrating reactors for solar water detoxication. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, vol. 38, pp. 441-251.
- Bolton J.R., Bircher K.G., Tumas W., Tolman C.A. 2001. Figures-of-merit for the technical development and application of advanced oxidation processes. *Pure Applied Chemistry*, vol. 73, pp. 627–637.
- Bossmann S. H., Oliveros E., Gob S., Siegwart S., Dahlen E.P., Payawan Jr.L., Straub M., Worner M., Braun A.M. 1998. New evidence against hydroxyl radicals as reactive intermediates in the thermal and photochemically enhanced Fenton reactions. *Journal of Physical Chemistry A*, vol. 102, pp. 5542-5550.
- Bourier, R. 2008. *Les réseaux d'assainissement*, 5^{ème} édition, Tec et Doc - Lavoisier, Paris, France, p. 1013.
- Brillas E., Casado J. 2002. Aniline degradation by electro-Fenton and peroxicoagulation processes using a flow reactor for wastewater treatment. *Chemosphere*, vol. 47, pp. 241–248.
- Brillas E., Mur E., Sauleda R., Sanchez L., Peral J., Domenech X., Casado J. 1998. Aniline mineralization by AOP's: anodic oxidation, photocatalysis, electro-Fenton and photoelectro-Fenton processes. *Applied Catalysis B : Environmental*, vol. 16, pp. 31–42.
- Brisou J.F, Denis F. 1980. *Techniques de surveillance de l'environnement maritime*. Edition Masson. Paris, France, p. 206.
- Carvalho J., Araujo J., Castro F. 2011. Alternative low-cost adsorbent for water and wastewater decontamination derived from eggshell waste : an overview. *Waste Biomass Valor*, vol. 2, pp. 157-167.
- CEAEQ. 2011. Centre D'expertise En Analyse Environnementale Du Québec. Détermination du phosphore total dans les effluents : digestion à l'autoclave avec persulfate, méthode colorimétrique automatisée.
- Cevital. <https://www.cevital.com>
- Chong M.N., Cho Y.J., Poh P.E., Jin B. 2015. Evaluation of titanium dioxide photocatalytic technology for the treatment of reactive Black 5 dye in synthetic and real greywater effluents. *Journal of Cleaner Production*, vol.89, pp. 196–202.
- Chong M.N., Jin B., Chow C.W., Saint C. 2010. Recent developments in photocatalytic water treatment technology : a review. *Water Research*, vol. 44, n° 10, pp. 2997–3027.

- COSOB. 2005. La Commission d'Organisation et de Surveillance des Opérations de Bourse (COSOB). Visa COSOB N° 05-07 du 21 décembre 2005.
- CSHPF. 1995. Recommandations sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines. Conseil supérieur d'hygiène publique de France section des eaux ; 22p.http://www.sante.gouv.fr/dossiers/cshpf/re_1095_desinfection.htm.
- Dagot C., Laurent J. 2014. Module d'enseignement ASTEP. Traitement des eaux usées urbaines. *Université Virtuelle Environnement et Développement durable (UVED)*. Limoges-France, P. 167.
- Degremont, 1978. Mémento technique de l'eau, 8^{ème} édition Degremont, France.
- Desjardins R. 1997. Le traitement des eaux, 2^{ème} édition Polytechnique Montréal, Canada, p. 304.
- Domenech X., Jardim W.F., Litter M.I. 2001. Procesos avanzados de oxidacion para la eliminacion de contaminantes. In: *Eliminación de contaminantes por fotocatalisis heterogénea*. Rede CYTED, La Plata, 2001, Cap. 1. Article cite par Carrocci J., Mori R., Guimarães O., Salazar R., Oliveira M., Peixoto A., H. Filho. 2012. Application of heterogenous catalysis with tio2 photo irradiated by sunlight and latter activated sludge system for the reduction of Vinasse organic load. *Engineering*, vol. 4, n° 11, pp. 746-760.
- Doré M. 1989. Chimie des oxydants et traitement des eaux. Edition Tec. et Doc. Lavoisier, Paris, France, 505 p.
- Dugniolle H. 1980. L'assainissement des eaux résiduaires domestiques. CSTC revue n° 3-septembre, pp. 44-52.
- Duguet J.P., Bernazeau F., Cleret D., Gaid A., Laplanche A., Moles J., Montiel A., Riou G., Simon P. 2006. Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine. 1^{ère} édition. ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'environnement).
- Dupont A. 1981. Hydraulique urbaine. Edition Eyrolles, Paris, France, p. 254.
- Eckenfelder W. 1980. Principles of water quality management. CBI *Publishing Company*, Boston, USA, p.718.
- El Yamani M. 2006. Pollution atmosphérique urbaine. Afsset (Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail), France. www.pollution.fr
- EPA. 1997. (Environmental Protection Agency). Wastewater treatment manuals primary, secondary and tertiary treatment. Edition Wexford : E.P.A Ireland, p.116. ISBN 1899965467.
- Faby J.A., Brissaud F. 1997. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, p. 76.

- Faust B.C., Hoigne J. 1990. Photolysis of Fe(III)-hydroxy complexes as sources of OH radicals in clouds, fog and rain. *Atmospheric Environment*, vol. 24A, n° 1, pp. 79-89.
- Fenton H.J.H. 1894. Oxidation of tartaric acid in presence of iron. *Journal of the Chemical Society*, vol 65, pp. 899 910.
- Fournier E., 2008. Coagulation, Flocculation, Sédimentation et Filtration des eaux usées industrielles, document de cours, McGill University, Montréal, Canada et EPFL (École polytechnique fédérale de Lausanne), Lausanne, Suisse.
- Galvez-Cloutier R., Ize S., Arsenault S. 2002. Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation. *Vecteur Environnement*, vol. 35 n° 6, pp. 18-38.
- Garg S.K. 1979. Sewage disposal and air pollution engineering. Khanna publishers, New Delhi, Inde, p. 1040.
- Gartiser S., Flach F., Nickel C., Stintz M., Damme S., Schaeffer A., Erdinger L., Kuhlbusch T.A. 2014. Behavior of nanoscale titanium dioxide in laboratory wastewater treatment plants according to OECD 303 A. *Chemosphere* 104, 197–204.
- Ghoualem-Saouli H. 2007. Evaluation de la charge polluante, traitements biologique des eaux urbaines de la commune de Zéralda. Conception d'un pilote. Thèse de doctorat USTHB Algérie.
- Glanic R., Benneton J.P. 1989. Caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et essais de matériels d'assainissement autonome. *TSM - L'eau -84 année – n° 11*, pp. 573-584.
- Gogate P.R., Pandit A.B. 2004a. A review of imperative technologies for wastewater treatment I : oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, vol. 8, pp. 501-551.
- Gogate P.R., Pandit A.B. 2004b. A review of imperative technologies for wastewater treatment II: hybrid methods. *Advances in Environmental Research*, vol. 8, pp. 553–597.
- Goslich R., Dillert R., Bahnemann D. 1997. Solar water treatment : principles and reactors. *Water Science and Technology*, n° 4, pp. 137-148.
- Grosclaude G. 1999. L'eau – Tome II: Usage et polluants. Edition INRA, Paris, France.
- Guedes A.M.F.M., Madeira L.M.P., Boaventura R.A.R., Costa C.A.V. 2003. Fenton oxidation of cork cooking wastewater-overall kinetic analysis. *Water Research*, vol. 37, pp. 3061–3069.
- Hashemian S., Salari K., Yazdi Z.A. 2014. Preparation of activated carbon from agricultural wastes (almond Shell and orange peel) for adsorption of 2-pic from aqueous solution. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, vol. 20, pp. 1892–1900.

- Henze M., van Loosdrecht M.C.M., Ekama G.A., Brdjanovic D. 2008. Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. ISBN: 9781843391883, IWA Publishing. London, UK, p.526.
- Hien N.T., Nguyen L.H., Van H.T., Nguyen T.D., Nguyen T.H.V., Chu T.H.H., Nguyen T.V., Vu X.H., Aziz K.H.H., 2020. Heterogeneous catalyst ozonation of Direct Black 22 from aqueous solution in the presence of metal slags originating from industrial solid wastes. *Separation and Purification Technology*, vol. 233 p.115961.
- Hu X., Zhu Q., Gu Z., Zhang N., Liu N., Stanislaus M.S., Li D., Yang Y. 2017. Wastewater treatment by sonophotocatalysis using PEG modified TiO₂ film in a circular Photocatalytic-Ultrasonic system. *Ultrasonics Sonochemistry*, vol. 36, pp. 301–308.
- Karpel Vel Leitner N., Doré M. 1997. Mécanisme d'action des radicaux OH° sur les acides glycolique, glyoxylique, acétique et oxalique en solution aqueuse : Incidence sur la consommation de peroxyde d'hydrogène dans les systèmes H₂O₂/UV et O₃/H₂O₂. *Water Research*, vol. 31, pp. 1383-1397.
- Kochtcheeva L., Singh A. 2000. An assessment of risks and threats to human health associated with the degradation of ecosystems. UNEP (United Nations Environment Programme), Nairobi.
- Kouakou, E. 2007. Etude de la nitrification partielle d'eaux ammoniacales dans un bioréacteur membranaire. Thèse de doctorat, Université de Liège, France.
- Kurian M., Nair D.S. 2015. Manganese zinc ferrite nanoparticles as efficient catalysts for wet peroxide oxidation of organic aqueous wastes. *Journal of Chemical Sciences*, vol. 127, pp. 537–546.
- Lara-Ramos J.A., Sanchez-Gomez K., Valencia-Rincon D., Diaz-Angulo J., Mueses M., Machuca-Martínez F. 2019. Intensification of the O₃/TiO₂/UV advanced oxidation process using a modified flotation cell. *Photochemical & Photobiological Sciences*, vol. 18, n° 4, pp. 920–928.
- Lazarova V., Gaid A., Rodriguez-Gonzales J., Alday Ansola J. 2003. L'intérêt de la réutilisation des eaux usées : analyses d'exemples mondiaux. *Techniques, Sciences et Méthodes*, n° 9, pp. 64-85.
- Le Figaro. 2014. Journal quotidien français Le Figaro, 14 juillet 2014.
- Litter M. 2005. Introduction to photochemical advanced oxidation processes for water treatment. *Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 2, pp. 325–366.
- Li Y., Migliaccio K. 2010. *Water quality concepts, Sampling and analyses*, CRC press.
- Lucas M.S., Dias A.A., Sampaio A., Amaral C., Peres J.A. 2007. Degradation of a textile reactive Azo dye by a combined chemical–biological process: Fenton's reagent-yeast. *Water Research*, vol. 41, pp. 1103-1109.

- Machulek J.A., Moraes J.E.F., Vautier-Giongo C., Silverio C.A., Friedrich L.C.F., Nascimento C.A.O., Gonzalez M.C., Quina F.H. 2007. Abatement of the Inhibitory Effect of Chloride Anions on the Photo-Fenton Process. *Environmental Science and Technology*, vol.41, pp. 8459–8463.
- Mahamuni N.N., Adewuyi Y.G. 2010. Advanced oxidation processes (AOPs) involving ultrasound for waste water treatment: A review with emphasis on cost estimation. *Ultrasonics Sonochemistry*. Vol. 17, pp. 990-1003.
- Malakootian M., Gharaghani M.A., Dehdarirad A., Khatami M., Ahmadian M., Heidari M.R., Mahdizadeh H. 2019. ZnO nanoparticles immobilized on the surface of stones to study the removal efficiency of 4-nitroaniline by the hybrid advanced oxidation process (UV/ZnO/O₃). *Journal of Molecular Structure*, vol. 1176, pp. 766–776.
- Mara D.D. 1980. *Sewage treatment in hot climates*», Edition John Wiley & Sons, USA, p. 168.
- Mara D.D., Silva S.A., Ceballos B.S. 1979. Design verification for tropical oxidation ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, vol. 105, pp. 151-155.
- Martin M.M. B., Perez J.A.S., Sanchez J.L.G., Oca L.M., Lopez J. L.C., Oller I., Rodriguez S.M. 2008. Degradation of alachlor and pyrimethanil by combined photo-Fenton and biological oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 155, 9p. 342–349.
- McNeely R.N., Neimanis V.P., Dwyer L. 1979. *Water quality sourcebook : a guide to water quality parameters*. Environment Ottawa, Canada, p. 88.
- Metahri M.S. 2012. *Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes. Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou*. Thèse de doctorat, Université de Tizi-Ouzou.
- Minero C., Pelizzetti E., Malato S., Blanco J. 1996. Large solar plant photocatalytic water decontamination: effect of operational parameters. *Solar Energy*, vol. 56, n° 5, pp. 421-428.
- Moore G.K. 1980. Satellite remote sensing of water turbidity / Sonde de télémessure par satellite de la turbidité de l'eau. *Hydrological Sciences Journal*, vol. 25, n° 4, pp. 407-421.
- Murgolo S., Petronella F., Ciannarella R., Comparelli R., Agostiano A., Curri M.L., Mascolo G. 2015. UV and solar-based photocatalytic degradation of organic pollutants by nano-sized TiO₂ grown on carbon nanotubes. *Catalysis Today*, vol. 240, pp. 114-124.
- Nayl A.E.A., Elkhashab R.A., El Malah T., Yakout S.M., El-Khateeb M.A., Ali M.M.S., Ali H.M., 2017. Adsorption studies on the removal of COD and BOD from treated sewage using activated carbon prepared from date palm waste. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 24, pp. 22284-22293.

- Nelson L., Nemerow F., Agardy J., Salvato J.A. 2009. Environmental Engineering: Water, Wastewater, Soil and Groundwater Treatment and Remediation. Edition John Wiley & Sons, USA, p.400.
- Neyens E., Baeyens J. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. 2003. Journal of Hazardous Materials B, vol. 98, pp. 33-50.
- Numilog. <https://www.numilog.dz>
- Oturan M.A., Brillas E. 2007. Electrochemical Advanced Oxidation Processes (EAOPs) for Environmental Applications. Portugaliae Electrochimica Acta, vol. 25, pp. 1-18.
- Parande A.K., Sivashanmugam A., Beulah H., Palaniswamy N. 2009. Performance evaluation of low cost adsorbents in reduction of COD in sugar industrial effluent. Journal of Hazardous Materials, vol. 168, pp. 800-805.
- Pera-Titus M., Garcia-Molina V., Banos M.A., Gimenez J., Esplugas S. 2004. Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review. Applied Catalysis B: Environmental, vol. 47, pp. 219-256.
- Petrie, C., Francony A. 1997. Ultrasonic waste-water treatment: incidence of ultrasonic frequency on the rate of phenol and carbon tetrachloride degradation. Ultrasonics Sonochemistry. Vol 4 n°4, pp. 295-300.
- Pignatello J.J. 1992. Dark and photoassisted Fe³⁺ catalyzed degradation of chlorophenoxy herbicides by hydrogen peroxide. Environmental Science and Technology, vol. 26, pp. 944-951.
- Pouliot Y., De la Noüe J. 1985. Mise au point d'une installation pilote d'épuration tertiaire des eaux usées par production de microalgues. Revue Française des Sciences de l'Eau, vol. 4, pp. 207-222.
- Quina F.H., Nascimento C.A.O., Teixeira A.C.S.C., Guardani R., Lopez-Gejo J. 2004. Degradacion Fotoquimica de Compuestos Organicos de Origen Industrial. In: N. Nudelman. (Org.). Quimica Sustentable. Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral, pp. 205- 220. (in Spanish)
- Reddy D.R., Dinesh G.K., Anandan S., Sivasanka, T. 2016. Sonophotocatalytic treatment of Naphthol Blue Black dye and real textile wastewater using synthesized Fe doped TiO₂. Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, vol. 99, pp. 10-18.
- Rejsek F. 2002. Analyse des eaux: Aspects réglementaires et techniques », Scéren (CRDP Aquitaine). Collection Biologie Technique, Sciences et techniques de l'Environnement, France, p. 360.
- Renou S. 2006. Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées. Thèse de doctorat, Université de Lorraine, France.

- Rodier J., Bazin C., Broutin J. P., Chambon P., Champsaur H., Rodi L. 2005. L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats. Edition Dunod, Paris, France, p. 1384
- Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Rodi L. 1996. Analyse de l'eau ; eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer », 8^{ème} Edition, Dunod, Paris, France, p.1383.
- Rodier J. 1984. L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, chimie, physico-chimie, microbiologie, 7^{ème} Edition, Dunod, Paris, France, p.1383.
- Rodríguez R., Espada J.J., Pariente, M.I., Melero J.A., Martínez F., Molina, R. 2016. Comparative life cycle assessment (LCA) study of heterogeneous and homogenous Fenton processes for the treatment of pharmaceutical wastewater. *Journal of Cleaner Production*, vol. 124, pp. 21–29.
- Saien J., Nejati H. 2007. Enhanced photocatalytic degradation of pollutants in petroleum refinery wastewater under mild conditions. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 148, pp. 491–495.
- Saltmiras D.A., Lemley A.T. 2002. Atrazine degradation by anodic Fenton treatment. *Water Research*, vol. 36, pp. 5113–5119.
- Satin M., Selmi B., Bourrier R. 2010. Guide technique de l'assainissement. 3^{ème} édition Le Moniteur - Référence Technique, Paris, France, p. 726.
- Schmidell W., Soares H.M., Echeberrere C., Menes R.J., Bertola N., Contreras E.M. 2007. Tratamento biológico de águas residuárias. Edition Florianópolis : Tribo da Ilha, Buenos Aires, Argentine, p.720.
- Scholz M., 2016. Activated sludge processes. *Wetlands for Water Pollution Control*, vol. 15, pp. 91-105.
- Selghi R. 2001. Différentes filières de traitement des eaux. Edition Université IZ Rabat, Maroc.
- Serpone, N. 1997. Relative photonic efficiencies and quantum yields in heterogeneous photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, vol. 104, pp. 1-12.
- Sibony J., Bigot B. 1993. Traitement des eaux usées urbaines. *Technique de l'ingénieur*, C4230 v1.
- Simate G.S., Cluett J., Iyuke S.E., Musapatika E.T., Ndlovu S., Walubita L.F., Alvarez A.E. 2011. The treatment of brewery wastewater for reuse : State of the art. *Desalination*, vol. 273, pp. 235–247.
- Shilton A., Walmsley N., Pearson H., Paterson C., Curtis T., Craggs R., Davies-Colley R., Mara D. 2005. *Pond Treatment Technology*, IWA Publishing, London, Seattle, USA, p.479.
- Shuval H.I., Avner A., Fattal B., Elyahu R., Yakupiel P. 1986. Wastewater characteristics and treatment for irrigation in wastewater irrigation in developing countries: health

- effects and technological solution, U.N.P.P. Project Management Report 6. The World Bank, Washington, DC, USA, p 136.
- Stepnowski P., Siedleck, E.M., Behrend P., Jastorff B. 2002. Enhanced photo-degradation of contaminants in petroleum refinery wastewater. *Water Research*, vol. 36, pp. 2167–2172.
- Striolo P. 1992. Oxydation d'effluents organiques aqueux par le peroxyde d'hydrogène à haute température : Procédé W.P.O. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, Toulouse, France.
- Tang, W.Z. 2004. *Physicochemical treatment of hazardous wastes*. CRC Press.
- Truc A. 2007. *Traitements tertiaires des effluents industriels*. Technique de l'ingénieur G1310v1.
- UN-Water. 2017. *The United Nations World Water Development, Report 2017. Wastewater – The Untapped Resource*.
- USEPA. 1997. (U.S. Environmental Protection Agency). Special report on environmental endocrine disruption: An effect assessment and analysis. EPA/630/R-96/012, Washington, D.C.
- Valente J.P.S., Araujo A.B., Bozano D.F., Padilha P.M., Florentino A.O. 2005. Síntese e caracterização textural do catalisador $\text{CeO}_2/\text{TiO}_2$ obtido via sol-gel: fotocatalise do composto modelo hidrogenoftalato de potássio. *Ecletica Química*, vol. 30, n° 4, pp. 7-12. (in Portuguese).
- Van H.T., Nguyen L.H., Hoang T.K., Tran T.P., Vo A.T., Pham T.T., Nguyen X.C. 2019. Using FeO-constituted iron slag wastes as heterogeneous catalyst for fenton and ozonation processes to degrade reactive red 24 from aqueous solution. *Separation and Purification Technology*, vol. 224, pp. 431–442.
- Vandermeersch S., 2006. Etude comparative de l'efficacité des traitements d'épuration des eaux usées pour l'élimination des micro-organismes pathogènes. Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles, Belgique.
- Vilagines R. 2003. *Eau, environnement et santé publique*. Edition Tec. et Doc. Lavoisier, Paris, France, p. 168.
- Wang A., Qu J., Liu H., Ru J. 2008. Mineralization of an azo dye Acid Red 14 by photoelectro-Fenton process using an activated carbon fiber cathode. *Applied Catalysis B: Environmental*, vol. 84, pp. 393–399.
- Wang F., Luo, Y., Ran G., Li Q. 2020. Sequential coagulation and $\text{Fe}_0\text{-O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ process for removing recalcitrant organics from semi-aerobic aged refuse biofilter leachate: treatment efficiency and degradation mechanism. *Science of the Total Environment*, vol. 699, p.134371.

- Wang M., Fang G., Liu P., Zhou D., Ma C., Zhang D., Zhan J. 2016. Fe₃O₄@ β-CD nanocomposite as heterogeneous Fenton-like catalyst for enhanced degradation of 4-chlorophenol (4-CP). *Applied Catalysis B: Environmental*, vol. 188, pp. 113–122.
- WHO. 1987. (World Health Organization). Factors affecting treatment in ponds In *Wastewater Stabilization pond: Principles of Planning and Practice*, FMRO. Technical Publication, 10, Alexandrie, Egypte.
- WHO. 1989. (World Health Organization). *Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Technical Report Series N° 778, Genève, Suisse.
- Yavuz Y., Kopal A.S. 2006. Electrochemical oxidation of phenol in a parallel plate reactor using ruthenium mixed metal oxide electrode. *Journal of Hazardous Materials B*, vol. 136, pp. 296–302.
- Yin R., Guo W., Zhou X., Zheng H., Du J., Wu Q., Chang J., Ren N. 2016. Enhanced sulfamethoxazole ozonation by noble metal-free catalysis based on magnetic Fe₃O₄ nanoparticles: catalytic performance and degradation mechanism. *RSC Advances*, vol. 6, n° 23, pp. 19265–19270.
- Yonar T., Yonar G.K., Kestioglu K, Azbar N. 2005. Decolorization of textile effluent using homogeneous photochemical oxidation processes. *Color Technology*, vol. 121, pp. 258-264.
- Zerva C., Peschos Z., Pouloupoulos S.G., Philippopoulos C.J. 2003. Treatment of industrial oily wastewaters by wet oxidation. *Journal of Hazardous Materials B*, vol. 97, pp. 257–265.
- Zhao H., Dong Y., Jiang P., Wang G., Zhang J., Li K. 2014. An insight into the kinetics and interface sensitivity for catalytic ozonation: the case of nano-sized NiFe₂O₄. *Catalysis Science & Technology*, vol. 4 n° 2, pp. 494–501.

Résumé

Notre étude porte sur l'évaluation des performances épuratoires de la station d'épuration des eaux usées du complexe agroalimentaire CEVITAL de la ville de Bejaia. Les résultats des analyses effectuées sur l'effluent à sa sortie de cette station montrent que les eaux usées présentent un caractère neutre ($\text{pH} = 7,5$). La détermination des paramètres indicateurs de pollution mesurés donne en moyenne : $\text{DCO} = 367 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{DBO}_5 = 48 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{MES} = 33 \text{ ppm}$. Ces valeurs sont conformes à la norme. Les résultats d'analyse et le rendement épuratoire montrent que la STEP de CEVITAL fonctionne convenablement.

Mots clés : Station d'épuration, CEVITAL, DBO, DCO, STEP, Eaux usées.

Abstract

Our study deals with the evaluation of the purification performance of the wastewater treatment plant of the CEVITAL agri-food complex in the city of Bejaia. The results of the analyzes carried out on the effluent at its outlet from this station show that the wastewater has a neutral character ($\text{pH} = 7.5$). The determination of the measured pollution indicator parameters gives on average : $\text{COD} = 367 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{BOD}_5 = 48 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{SM} = 33 \text{ ppm}$. Its values comply with the standard. The analysis results and the purification performance show that the CEVITAL WWTP is functioning properly.

Keywords : Wastewater treatment plant, CEVITAL, BOD, COD, STEP, Wastewater.