

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة 20 أوت 1955 - سكيكدة -

UNIVERSITÉ 20 AOUT 1955- SKIKDA -



FACULTÉ DES SCIENCES  
FILIERE DES SCIENCES AGRONOMIQUES  
DÉPARTEMENT DES SCIENCES AGRONOMIQUES

كلية العلوم  
شعبة العلوم الفلاحية  
قسم العلوم الفلاحية

# MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDE

En vue de l'obtention du diplôme de Master en Sciences Agronomiques

SPÉCIALITÉ : AMÉNAGEMENT HYDRO-AGRICOLE

## THÈME

Étude des performances du bassin biologique de la  
nouvelle station d'épuration des eaux usées de la  
commune de Filfila -Skikda-

Présenté par :

Mlle. FERNANA Douaa

Mlle. BOULEGHLEM Nour El Houda

Mlle. BOULHRAS Amani

Devant le jury :

Dr. KHELFAOUI H	[M.C.A., Univ. 20 Août 1955- SKIKDA]	Président
Dr. MELLAL N	[M.C.B., Univ. 20 Août 1955- SKIKDA]	Promotrice
Mme. BOUCENNA N	[M.A.A., Univ. 20 Août 1955- SKIKDA]	Examinatrice

Année universitaire 2024/2025

## Remerciements

Avant toute chose, nous exprimons notre profonde gratitude à **Allah** Tout-Puissant qui nous a guidés, soutenus et accordé la volonté, la patience et le courage nécessaires tout au long de ces années d'études pour mener à bien ce travail.

À l'occasion de l'achèvement de ce mémoire, nous souhaitons exprimer notre sincère reconnaissance à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à sa réalisation.

Nous adressons nos plus chaleureux remerciements à notre promotrice

**Dr. MELLAL Nour El Houda**, pour son accompagnement, son soutien moral, ses précieux conseils et ses orientations tout au long de ce travail.

Nous remercions également les membres du jury, en particulier :

- **Dr. KHALFAOUI Hakim**, Président du jury, MCA.
- **Mme. BOUCENNA Nawel**, Examinatrice, MAA.

Nous exprimons également notre profonde gratitude à **Mrs BOULFOUL Nadir**, **Monsieur SOUAMES Farid** et **MESSIKH Marouane** ainsi qu'à l'ensemble des travailleurs de la station d'épuration des eaux usées (STEP), pour leur aide et leur soutien qui nous ont permis de nous intégrer et de travailler au sein de la station d'épuration de **Filfila - Skikda**, ce qui a grandement contribué à la réalisation de ce travail.

Nous exprimons aussi notre gratitude à l'ensemble des enseignants ainsi qu'à tout le personnel pédagogique de la Faculté d'Agriculture et du Département d'Aménagement Hydro-agricole de l'Université du 20 Août 1955 de Skikda, sans exception.

Enfin, nous remercions du fond du cœur toutes les personnes qui ont contribué, directement ou indirectement, à l'accomplissement de ce travail.

Merci à tous.

# Dédicace

Je dédie ce travail, avant tout, à Allah (SWT), le Tout-Puissant, de Qui proviennent toute force, toute connaissance et toute guidance. C'est par Sa grâce infinie et Sa miséricorde que j'ai pu entreprendre et mener à bien cette entreprise. Sans Sa volonté divine, rien n'aurait été possible. Avec une profonde gratitude, je dédie également cette thèse à :

\* Ma chère mère, Fatiha, dont les prières incessantes, les sacrifices et l'amour inconditionnel ont été ma constante inspiration et mon soutien tout au long de ma vie. Qu'Allah la récompense généreusement.

\* La mémoire de mon cher père, qui m'a tant appris et dont l'esprit continue de guider mes pas. Qu'Allah lui fasse miséricorde et l'accueille en Son vaste paradis.

\* Mes adorables sœurs, Zineb et Meriem, pour leur présence, leur compréhension et leurs encouragements, qui ont allégé les difficultés de ce long parcours.

\* Mon amie précieuse, Meriem, pour son soutien indéfectible et sa confiance.

\* Dadine, pour son aide précieuse.

Douaa

# Dédicace

C'est avec une profonde gratitude et une grande émotion que je dédie ce travail à mes chers parents, piliers de ma vie, pour leur amour inconditionnel et leurs sacrifices constants. Je

l'adresse également :

- ✓ À mes deux frères et ma sœur, pour leur soutien indéfectible.
- ✓ À mes deux binômes, pour son accompagnement tout au long de ce parcours.
- ✓ À mes amis fidèles, toujours présents dans les moments difficiles.
- ✓ À mes collègues de la faculté, en particulier ceux de la promotion de l'hydraulique.
- ✓ À l'ensemble de mes enseignants pour leur encadrement et leurs conseils précieux.
- ✓ À toute ma famille, source de force et de sérénité.
- ✓ Et à toutes les personnes qui m'ont soutenue de près ou de loin, et qui occupent une place spéciale dans mon cœur.

**Nour El Houda**

# Dédicace

Je dédie ce travail à ma chère famille, source de mon inspiration et de ma force. À ma mère, pour son amour inconditionnel et ses prières qui m'ont accompagné à chaque étape. À mon père, pour son soutien silencieux et sa confiance constante.

À mes frères et sœurs, pour leur présence, leur motivation et leurs encouragements.

Ce succès est le fruit de vos sacrifices, de votre patience et de votre amour. Merci du fond du cœur.

Amani

# Liste des figures

## Chapitre I

Figure I.1: Schéma général d'une installation courante avec Traitement par boues activées (Aussel, 2004).	13
Figure I.2: Poste de prétraitement des eaux usées (Cnam, 2012)	13

## Chapitre II

Figure II.1 : Situation géographique de la wilaya de Skikda (Source : Google maps, 2024)	27
Figure II.2 : Diagramme ombrothermique de Gausсен de Skikda (ONM, 2022)	28
Figure II.3 : Présentation de la station de Filfila	29
Figure II.4 : Schéma de fonctionnement de la station de Filfila	32
Figure II.5 : Déssablage et déshuilage	34
Figure II.6 : Dégrillage fin	34
Figure II.7 : Le bassin biologique	35
Figure II.8 : Dégazage de la STEP	35
Figure II.9 : Le décanteur secondaire	36

## Chapitre III

Figure III.2 : pH-mètre	40
Figure III.3 : Conductivimètre	41
Figure III.4 : Turbidimètre	42
Figure III.5 : DBO <sub>5</sub> mètre	43

## Chapitre IV

Figure IV. 1 : Variations des valeurs de la température des eaux usées en entrée et sortie	56
Figure IV.2 : Variations des valeurs du pH des eaux usées en entrée et sortie	57
Figure IV. 3 : Variations des valeurs de la CE des eaux en entrée et sortie	58
Figure IV. 4 : Variations des valeurs de la MES des eaux en entrée et sortie	60
Figure IV. 5 : Variations des valeurs de DBO <sub>5</sub> des eaux en entrée et sortie	61
Figure IV. 6 : Variations des valeurs de DCO des eaux en entrée et sortie	63
Figure IV. 7 : Variations des valeurs de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> des eaux en entrée et sortie.	64
Figure IV.8 : Variations des valeurs de N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> des eaux en entrée et sortie	65
Figure IV. 9 : Variations des valeurs de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> des eaux en entrée et sortie	66
Figure IV. 10 : Variation des valeurs de NG en entrée et sortie	67
Figure IV. 11 : Variations des valeurs du P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> des eaux en entrée et sortie	68
Figure IV. 12 : Variations des valeurs du P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> des eaux en entrée et sortie	69
Figure IV. 13 : Variations des valeurs de PT des eaux en entrée et sortie	70
Figure IV.14 : Variations des valeurs du Cm des eaux en entrée et sortie	72
Figure IV.15 : Variations des valeurs de l'indice de biodégradabilité (DCO/DBO <sub>5</sub> )	73
Figure IV. 16 : Le temps de séjour de la station de Filfila	74

# Liste des tableaux

<b>Chapitre II</b>	
Tableau II.1 : Les charges théoriques de la station de Filfila (ONA, 2024)	30
<b>Chapitre III</b>	
Chapitre III.1: Le rendement des charges massique (ONA, 2024)	51
<b>Chapitre IV</b>	
Tableau IV.1 : Paramètres physico-chimique des eaux usées du la station de Filfila	54

## Liste des abréviations

**(%)** : Pourcentage

**°C** : Degré Celsius

**µS/cm** : Microsiemens par centimètre

**CE** : Conductivité Électrique

**Cm** : Charge Massique

**DBO<sub>5</sub>** : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours

**DCO** : Demande Chimique en Oxygène

**EB** : Eau Brute

**EE** : Eau Épurée

**FAO** : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture

**H** : Heure

**H<sub>2</sub>O** : Eau (eau pure ou traitée)

**HRT** : Hydraulic Retention Time (Temps de séjour hydraulique)

**JORA** : Journal officiel de la République Algérienne

**Km** : Kilomètre

**m<sup>3</sup>** : Mètre cube

**MES** : Matières En Suspension

**mg/L** : Milligramme par litre

**mL** : Millilitre

**MMS** : Matières minérales en suspension

**MO** : Matières organiques

**MVS** : Matières Volatiles en Suspension

**NG** : Azote global

**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>** : Ammonium

**NO<sub>2</sub><sup>-</sup>** : Nitrites

**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>** : Nitrates

**O<sub>2</sub>** : Oxygène

**OD** : Oxygène dissous

**OMS** : Organisation Mondiale de la Santé

**ONA** : Office National d'Assainissement.

**P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>** : Oxyde de phosphore

**pH** : Potentiel Hydrogène

**PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** : Orthophosphate

**PT** : Phosphore total

**STEP** : Station de Traitement des Eaux Usées

**T** : Température

**UV** : Ultra Violet

Remerciements	
Dédicaces	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	

## Sommaire

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

### **Chapitre I : Aperçu sur les eaux usées, les procédés d'épuration et le rôle du bassin biologique**

I.1. Introduction	4
I.2. Définition	4
I.3. Origine et composition des eaux usées	4
I.3.1. Les eaux usées domestiques	5
I.3.2. Les eaux usées industrielles	5
I.3.3. Les eaux usées agricoles	5
I.3.4. Les eaux usées urbaines	5
I.3.5. Les eaux usées pluviales	6
I.4. Pollution des eaux	
I.4.1 Paramètres physiques	6
I.4.1.1 Turbidité (TU)	6
I.4.1.2. Température (T)	7
I.4.1.3. Potentiel d'hydrogène (pH)	7
I.4.1.4. Conductivité électrique (CE)	7
I.4.1.5. Oxygène dissous (OD)	7
I.4.1.6. Matières en suspension (MES)	8
I.4.1.7. Les matières sédimentables	8
I.4.1.8. Couleur	9
I.4.1.9. Odeur	9
I.4.2. Paramètres chimiques	9
I.4.2.1. Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> )	9
I.4.2.2. Demande chimique en oxygène (DCO)	9
I.4.3. Nutriments	10
I.4.3.1. Azote	10
I.4.3.2. Phosphore	10
I.4.4. Produits toxiques ou dangereux	10
I.4.4.1. Métaux lourds	10
I.4.5. Paramètres biologiques	10
I.4.5.1. Virus	10

I.4.5.2. Bactéries	11
I.4.5.3. Protozoaires	11
I.4.5.4. Helminthes	11
I.5. Traitement des eaux usées	12
I.5.1. Définition	12
I.5.2. Les différentes phases de traitement des eaux usées au sein d'une station d'épuration	12
I.5.2.1. Les prétraitements	13
I.5.2.1.1. Dégrillage	14
I.5.2.1.2. Dessablage	14
I.5.2.1.3. Déshuilage (dégraissage)	14
I.5.2.2. Traitement primaire (décantation primaire)	15
I.5.2.3. Traitement biologique (traitement secondaire)	15
I.5.2.4. Dégazage	15
I.5.2.5. Décantation secondaire (clarification)	16
I.5.2.6. Traitement tertiaire	16
I.5.2.7. Traitement des boues	16
I.6. Le bassin biologique	18
I.6.1. Définition	18
I.6.2. Les différents types de traitement biologique	19
I.6.2.1. Bassins biologiques aérobies	19
I.6.2.2. Bassins biologiques anaérobies	21
I.6.3. Le rôle du bassin biologique	22
I.6.3.1. L'élimination biologique de l'azote	22
I.6.3.2. Déphosphatation	24
I.6.3.3. Dégradation de la matière organique	25
I.7. Conclusion	26

## **Chapitre II : Présentation de la zone d'étude**

Introduction	27
II.1. Situation de la zone d'étude	27
II.2. Contexte climatique de la zone d'étude	28
II.3. Présentation de la station d'épuration de Filfila	29
II.4. Capacité de la STEP	30
II.5. Objectives de la STEP de Filfila	30
II.6. Schéma de traitement des eaux usées dans la station de Filfila	32
II.7. Les procédés de traitement des eaux usées de la STEP	33
II.7.1. Poste de relevage	33
II.7.2. Prétraitement	33
II.7.3. Traitement biologique	34
II.7.4. Dégazage	35
II.7.5. Décantation secondaire	36
II.7.6. Traitement tertiaire	37
II.7.6.1. Désinfection	37
II.7.7. Traitement des boues	37
II.8. Conclusion	38

## **Chapitre III : Matériel et méthodes**

III.1. Introduction	39
III.2. Protocoles expérimentaux des analyses physicochimiques	39
III.2.1. Mesure de la température (T)	39
III.2.2. Mesure du potentiel d'hydrogène (pH)	39
III.2.3. Mesure de la conductivité électrique (CE)	40
III.2.4. Mesure de la turbidité	41
III.2.5. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> )	42
III.2.6. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)	44
III.2.7. Détermination des matières en suspension (MES)	44
III.2.8. Détermination du Phosphate (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	46
III.2.9. Détermination des nitrites (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	46
III.2.10. Détermination de l'ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	47
III.2.12. Détermination le dosage des phosphates	48
II.3. Détermination des paramètres du performances du bassin biologique	50
III.3.1. Charge massique	50
III.3.2. Rendements ou pouvoirs épuratoires	51
III.3.3. Temps de séjours	52
III.4. Conclusion	53

## **Chapitre IV : Résultats et discussion**

IV.1. Introduction	54
IV.2. Variation des paramètres physico-chimiques	55
IV.2.1. Variation de la température (T)	55
IV.2.2. Variation du potentiel hydrogène (pH)	56
IV.2.3. Variation de la conductivité électrique (CE)	57
IV.2.4. Variation de la matière en suspension (MES)	59
IV.2.5. Variation de la demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> )	60
IV.2.6. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)	62
IV.3. Détermination des pollutions azotées	63
IV.3.1. Variation d'azote nitrique ou azote des nitrates (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	63
IV.3.2. Variation d'azote nitreux ou azote des nitrites (N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	64
IV.3.3. Variation d'azote ammoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	65
IV.3.4. Variation d'azote global (NG)	66
IV.4. Détermination des pollutions phosphorées	67
IV.4.1. Variation de l'orthophosphate (P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	67
IV.4.2. Variation de l'oxyde de phosphate (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	68
IV.4.3. Variation du phosphore total (PT)	69
IV.5. Détermination des performances	70
IV.5.1. Variations de la charge massique (Cm)	70
IV.5.2. Indice de biodégradabilité (DCO/DBO <sub>5</sub> )	71
IV.5.3. Le temps de séjour	72
IV.6. Conclusion	73
Conclusion générale	74
Références bibliographiques	
Annexes	

# **Introduction générale**

## Introduction Générale

L'eau constitue un pilier fondamental de la vie et du développement socio-économique essentielle pour les besoins domestiques, l'agriculture, l'industrie et la préservation des écosystèmes. Cependant, cette ressource longtemps perçue comme abondante, tend aujourd'hui à se raréfier à l'échelle mondiale (FAO, 2020). Cette raréfaction s'explique principalement par les effets du changement climatique, la croissance démographique, l'urbanisation accélérée et la forte pression exercée par le secteur agricole. L'Algérie, à l'instar de nombreux pays arides et semi-arides, n'échappe pas à cette réalité : elle fait face à un déficit hydrique croissant, accentué par la diminution des précipitations et la surexploitation des nappes (Benmessaoud, 2009).

Les ressources en eau renouvelables en Algérie sont estimées à environ 19 milliards de mètres cubes par an, soit environ 450 mètres cubes par personne et par an. Ceci est inférieur aux 500 mètres cubes par personne et par an recommandés et reconnus comme seuil de rareté de l'eau, indiquant une crise de l'eau. Dans ce contexte, il devient indispensable de recourir à des approches alternatives conciliant viabilité économique et durabilité environnementale (Bouroubi & Bouzegane, 2016)

Parmi les solutions alternatives les plus prometteuses figure la réutilisation des eaux usées traitées. Ce choix stratégique permet non seulement de limiter la pollution des milieux naturels, mais également de renforcer la sécurité hydrique du pays en mobilisant une ressource non conventionnelle au profit de secteurs tels que l'agriculture (Collard, 2024)

Dans le but de remédier au stress hydrique grandissant, l'Algérie a mis en œuvre une politique ambitieuse axée sur le développement massif des stations d'épuration à travers le territoire national. Ce choix stratégique s'inscrit dans une vision de gestion intégrée et durable de l'eau, visant à limiter les rejets polluants dans le milieu naturel, tout en préservant les ressources hydriques conventionnelles. Aujourd'hui, plus de 200 STEP ont été réalisées, dont une majorité sont gérées par l'Office National de l'Assainissement (ONA), avec une capacité théorique de traitement avoisinant 1 milliard de m<sup>3</sup> par an. Toutefois, les volumes effectivement traités restent en dessous de cette capacité, en raison de contraintes opérationnelles ou techniques. Malgré ces limites, ces infrastructures représentent un levier essentiel pour la réduction des impacts environnementaux liés aux eaux usées, notamment en limitant la contamination des sols, des nappes phréatiques et des écosystèmes aquatiques. (Kenmgone et al., 2010)

L'extension de ce réseau de traitement contribue ainsi à une meilleure préservation de l'environnement, à la lutte contre la dégradation des milieux naturels, et à l'amélioration de la qualité de vie dans les zones urbaines et périurbaines (Ndione & Diouf, 2022).

Parmi les infrastructures implantées à travers le territoire national dans le but de renforcer la gestion durable des eaux usées, la station d'épuration de Filfila, située dans la wilaya de Skikda représente un exemple significatif. Cette installation récente est dédiée exclusivement au traitement des eaux usées domestiques, et joue un rôle clé dans la préservation du milieu récepteur, en particulier dans un contexte côtier fragile soumis à une pression anthropique croissante. Le système adopté repose principalement sur un traitement biologique en bassin aéré, visant à éliminer la matière organique, réduire la charge en nutriments, et assurer une qualité d'eau conforme avant rejet.

C'est dans cette perspective que s'inscrit la présente étude, dont l'objectif est d'évaluer les performances du bassin biologique de la station d'épuration de Filfila, afin de déterminer si la qualité des eaux traitées permet un rejet sûr dans le milieu naturel. Si les résultats obtenus révèlent une épuration efficace, cela signifierait que le rejet des effluents dans le milieu récepteur ne présente pas de risque pour l'environnement, contribuant ainsi à une meilleure protection des ressources hydriques et des écosystèmes aquatiques.

L'évaluation de l'efficacité du bassin biologique repose sur des indicateurs techniques pertinents. Parmi eux, l'indice de biodégradabilité (rapport DCO/DBO<sub>5</sub>) permet d'apprécier la proportion de matière organique facilement dégradable par les micro-organismes ; un rapport compris entre 2 et 3 indique une bonne aptitude au traitement biologique. En parallèle, le temps de séjour hydraulique constitue un paramètre clé, car il conditionne le temps de contact entre les effluents et la biomasse active, influençant directement le rendement du traitement. L'analyse conjointe de ces deux éléments permet de juger de manière fiable la performance du processus d'épuration biologique.

Les problématiques majeures autour desquelles s'articule notre réflexion sont les suivantes :

- Les paramètres physico-chimiques des effluents traités par la STEP de Filfila sont-ils conformes aux normes algériennes ?
- Quelles sont les limites actuelles du fonctionnement biologique de la STEP de Filfila et comment peut-on les améliorer ?

- Est-ce que la qualité de l'effluent final est suffisante pour garantir la protection du milieu naturel récepteur, conformément aux exigences environnementales ?

Pour répondre à ces questionnements, le mémoire a été structuré en quatre chapitres complémentaires :

1. Chapitre I : Une revue générale portant sur les eaux usées, leurs caractéristiques, les procédés de traitement utilisés et le rôle spécifique des bassins biologiques.
2. Chapitre II : Une description détaillée de la zone d'étude, à savoir la commune de Filfila et sa station d'épuration.
3. Chapitre III : La présentation du matériel et des méthodes utilisées pour la collecte, l'analyse et l'interprétation des données.
4. Chapitre IV : L'analyse des résultats obtenus, la discussion sur les performances réelles du bassin biologique, et des recommandations pour l'amélioration du système.

# **Chapitre I**

## **Aperçu sur les eaux usées, les procédés d'épuration et le rôle du bassin biologique**

### I.1. Introduction

L'eau, élément fondamental à la vie, circule en permanence à travers des cycles naturels qui assurent son renouvellement. Cependant, l'urbanisation croissante, l'industrialisation et les usages domestiques intensifs ont profondément modifié cet équilibre, générant des quantités importantes d'eaux usées. Lorsque ces eaux chargées de polluants sont rejetées sans traitement, elles peuvent causer des perturbations majeures aux écosystèmes aquatiques et à la qualité des ressources hydriques. Pour éviter ces impacts, le traitement des eaux usées est devenu une nécessité. Il permet d'éliminer les polluants organiques, chimiques et microbiens avant leur rejet dans le milieu naturel.

### I.2. Définition

Selon (**Ramade, 2000**), les eaux usées correspondent à des eaux altérées par diverses activités humaines, qu'elles soient domestiques (comme les eaux ménagères et les eaux vannes), industrielles (issues des procédés de fabrication), ou agricoles. Ces eaux, désormais chargées en polluants, sont généralement évacuées vers un réseau de collecte ou un système d'assainissement.

Ces eaux, une fois dégradées, ne peuvent plus être réintroduites dans le cycle naturel sans subir un traitement approprié visant à éliminer ou réduire les éléments indésirables. Leur rejet direct dans l'environnement peut provoquer des déséquilibres écologiques, une pollution des ressources en eau, ainsi que des risques pour la santé publique (**Adjagodo, 2016**).

De ce fait, la gestion des eaux usées constitue une problématique environnementale majeure dans les politiques de développement durable, notamment dans les zones urbaines en forte croissance (**Durand, 2010**).

### **I.3. Origine et composition des eaux usées**

Les eaux usées peuvent être classées en plusieurs catégories selon leur origine et leur composition. Cette classification permet d'adapter les méthodes de collecte, de traitement et de valorisation (Akli & Abdi, 2018). Les principaux types d'eaux usées sont :

#### **I.3.1. Les eaux usées domestiques**

Les eaux usées domestiques comprenant principalement deux types :

**Les eaux vannes (Eau de toilette) :** riches en matières organiques et en micro-organismes pathogènes.

**Les eaux ménagères (Lavabos, douches) :** contenant des graisses, des détergents et d'autres résidus comme les produits d'entretien.

Ces effluents peuvent également renfermer des substances dissoutes (résidus de médicaments) ou des déchets solides (tels que les lingettes), ce qui leur confère un fort potentiel polluant. (Eme & Boutin, 2015).

#### **I.3.2. Les eaux usées industrielles**

Les eaux usées industrielles sont caractérisées par la présence de polluants tels que les métaux lourds (Cd, Ni, Pb, Hg, As, Cu, Cr), une teneur élevée en matière organique, des colorants et produits chimiques synthétiques, des particules en suspension et des micro-organismes infectieux (Aden, 2020).

#### **I.3.3. Les eaux usées agricoles**

Les eaux usées agricoles résultent principalement des activités liées à l'agriculture, telles que l'irrigation, l'élevage, le nettoyage des équipements et des bâtiments agricoles. Elles peuvent contenir une grande variété de polluants organiques et chimiques, notamment des résidus de fertilisants, de pesticides, des matières organiques animales, ainsi que des agents pathogènes issus des déjections (Methari, 2012).

### **I.3.4. Les eaux usées urbaines**

Les eaux usées urbaines, aussi appelées eaux résiduaires urbaines, désignent les eaux usées domestiques, industrielles et/ou pluviales collectées dans les zones urbaines et destinées à être traitées avant leur rejet dans le milieu naturel. Elles sont composées d'eaux ménagères (salles de bains, cuisines) et des eaux provenant des activités industrielles, ainsi que les eaux de ruissellement générées par les précipitations et le nettoyage des espaces publics (**Zgheib, 2009**).

### **I.3.5. Les eaux usées pluviales**

Les eaux usées pluviales résultent du ruissellement des eaux de pluie sur diverses surfaces imperméables comme les toitures, routes, sols agricoles ou zones industrielles. En s'écoulant, elles se chargent de polluants variés : poussières, hydrocarbures, métaux lourds, microparticules, bactéries et résidus de carburants. Ces eaux peuvent également contenir des impuretés atmosphériques issues des fumées industrielles ou du trafic, ce qui peut entraîner des pluies acides. Leur gestion est donc essentielle pour limiter les risques de pollution des milieux aquatiques, surtout lors d'épisodes pluvieux intenses (**Bressy, 2010**).

## **I.4. Pollution des eaux**

La pollution de l'eau désigne toute modification d'origine physique, chimique ou biologique qui altère la qualité naturelle d'un milieu aquatique. Cette dégradation peut affecter les caractéristiques essentielles de l'eau, rendant son usage difficile ou dangereux pour l'homme, les écosystèmes et les différentes activités. Pour évaluer l'ampleur de cette pollution et son impact sur le milieu récepteur, il est nécessaire d'analyser plusieurs paramètres physico-chimiques représentatifs du degré de contamination des eaux usées (**Devez, 2004**).

## I.4.1 Paramètres physiques

### I.4.1.1 Turbidité (TU)

La turbidité est un indicateur important de la qualité de l'eau. Elle exprime de manière rapide et claire la concentration de matières en suspension et quelques autres types spécifiques de contaminants présents dans un échantillon d'eau. En général, on dit que l'eau est trouble lorsque la quantité de contaminants est élevée, et leur présence affecte la clarté et la transparence de l'eau. (Bensaada, 2016).

### I.4.1.2. Température (T)

La température est un paramètre fondamental influençant les réactions physico-chimiques et biologiques dans les eaux usées. Elle agit directement sur la solubilité de l'oxygène, l'activité microbienne et la vitesse des processus de dégradation. Toute variation importante peut affecter l'efficacité du traitement (El Fels, 2014).

### I.4.1.3. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH (potentiel hydrogène) est une échelle de mesure qui indique la concentration en ions hydrogène ( $H^+$ ) d'une solution. Il se situe sur une échelle logarithmique de 0 à 14 :

**pH < 7** → Acide : La solution contient beaucoup d'ions  $H^+$  (ex. : jus de citron, vinaigre).

**pH = 7** → Neutre : La concentration en  $H^+$  et  $OH^-$  est équilibrée (ex. : eau pure).

**pH > 7** → Basique (alcalin) : La solution contient plus d'ions hydroxydes ( $OH^-$ ) que d'ions  $H^+$  (ex. : eau de Javel, bicarbonate de soude).

Il influence directement l'activité biologique, la solubilité des composés chimiques et la stabilité des processus de traitement (Zuttah, 2001).

#### **I.4.1.4. Conductivité électrique (CE)**

La conductivité électrique d'une eau usée correspond à sa capacité à conduire un courant électrique, déterminée par la concentration en ions dissous (tels que  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ). Elle constitue un indicateur indirect de la charge minérale globale de l'effluent. Une valeur élevée peut refléter une contamination par des rejets industriels, agricoles ou domestiques concentrés (**Ouafa, 2013**).

#### **I.4.1.5. Oxygène dissous (OD)**

L'oxygène dissous est une mesure de la quantité d'oxygène gazeux contenue dans l'eau, Sa concentration, généralement exprimée en mg/L ou en pourcentage de saturation (**Derwich, 2010**).

#### **I.4.1.6. Matières en suspension (MES)**

Les MES sont des particules solides non dissoutes présentes dans les eaux usées, d'origine organique (matières volatiles MVS: résidus végétaux, micro-organismes) ou minérale (matières minérales MMS: sables, argiles). Elles influencent la turbidité de l'eau et peuvent perturber les traitements (**Bengouga, 2010**).

Leur composition peut être estimée à l'aide de la relation suivante :

$$\text{MES} = 30\% \text{ MMS} + 70\% \text{ MVS} \dots\dots \text{Eq 1}$$

#### **+ Les matières volatiles en suspension (MVS)**

Elles correspondent à la portion organique des MES. Leur quantification se fait par calcination de l'échantillon à une température de 525 °C durant deux heures. La masse perdue entre le séchage à 105 °C et celui à 525 °C est interprétée comme la teneur en MVS, exprimée en mg/l, traduisant la part organique présente dans l'eau analysée.

### + Les matières minérales en suspension (MMS)

Elles correspondent à la fraction inorganique des MES. Leur accumulation dans l'eau contribue à l'augmentation de la turbidité, ce qui limite la pénétration de la lumière et diminue la productivité biologique du milieu aquatique. Cette opacité entraîne une réduction de l'oxygène dissous, freinant ainsi les processus de photosynthèse responsables de la réaération naturelle de l'eau. Ce déséquilibre peut être aggravé en présence de matières organiques abondantes qui consomment l'oxygène disponible. **(Decamps et al., 1976).**

#### I.4.1.7. Les matières sédimentables

Elles représentent les particules présentes dans l'eau qui se déposent naturellement sous l'effet de la gravité. Leur quantification se fait à l'aide d'un test de décantation d'une durée de deux heures, au terme duquel le volume des sédiments déposés est mesuré. Ce paramètre est généralement exprimé en millilitres par litre (ml/l), et permet d'évaluer la tendance d'un effluent à produire des dépôts dans les ouvrages d'assainissement. **(Lee & Alais, 1980).**

#### I.4.1.8. Couleur

La couleur des eaux usées provient principalement des matières en suspension ou dissoutes. Elle est souvent grisâtre dans les eaux domestiques récentes, mais peut devenir noire en cas de fermentation, indiquant une dégradation avancée des matières organiques. Certaines teintes peuvent aussi résulter de rejets industriels. L'évaluation se fait par comparaison visuelle à l'aide d'un comparateur optique. **(Aouadi Zahia Dali Soumia, 2015).**

#### I.4.1.9. Odeur

L'odeur dépend de l'état de décomposition des matières organiques. Une eau fraîche dégage une odeur légère, tandis qu'une odeur forte ou désagréable révèle une fermentation anaérobie, généralement due à une stagnation prolongée ou à un déficit en oxygène. **(Candau & Jeanjean, 2006).**

## I.4.2. Paramètres chimiques

### I.4.2.1. Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La DBO<sub>5</sub> représente la quantité d'oxygène dissous consommée par les micro-organismes pour dégrader la matière organique biodégradable contenue dans l'eau, pendant une période de cinq jours à une température contrôlée de 20°C. Ce paramètre est couramment utilisé pour estimer la pollution organique des eaux usées. **(Benbaara, 2017)**.

### I.4.2.2. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader les composés organiques présents dans l'eau. Une DCO élevée indique une forte pollution organique, ce qui peut affecter négativement les écosystèmes aquatiques en réduisant le taux d'oxygène dissous dans l'eau. La DCO est souvent utilisée en conjonction avec la demande biochimique en oxygène (DBO) pour évaluer la qualité de l'eau **(Zorai, 2023)**.

## I.4.3. Nutriments

### I.4.3.1. Azote

L'azote dans les eaux usées est présent sous différentes formes : ammoniacale (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) et azote organique. Il provient principalement des matières fécales, des urines et des rejets domestiques ou industriels. En excès, il favorise l'eutrophisation des milieux aquatiques et nécessite un traitement adapté. **(Benzahi & Boudjemai, 2016)**

### I.4.3.2. Phosphore

Le phosphore est un composé fréquemment retrouvé dans les eaux usées, principalement sous forme de phosphates. Il provient des eaux domestiques (détergents, rejets organiques) et des activités agricoles. En excès, il peut provoquer une croissance excessive d'algues, altérant la qualité de l'eau et menaçant l'équilibre des milieux naturels. Son élimination est donc une étape cruciale dans le processus d'épuration. **(Metahri, 2012)**

## **I.4.4. Produits toxiques ou dangereux**

### **I.4.4.1. Métaux lourds**

Les métaux lourds sont des éléments métalliques présents à l'état de traces dans les eaux usées, comme le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), l'arsenic (As), le chrome (Cr) ou le nickel (Ni). Issus principalement des activités industrielles, ils sont toxiques même à faible concentration, s'accumulent dans les organismes vivants, et présentent un risque élevé pour la santé humaine et les écosystèmes aquatiques. **(Bélanger, 2009).**

## **I.4.5. Paramètres biologiques**

### **I.4.5.1. Virus**

Les virus constituent les plus petits micro-organismes présents dans les eaux usées. Incapables de se reproduire seuls, ils nécessitent un hôte vivant pour se multiplier. Ils sont introduits dans le réseau d'assainissement principalement via les excréments humains, en provenance soit de personnes infectées, soit de sujets récemment vaccinés par des virus atténués. La contamination se fait généralement par ingestion, bien que certaines souches, notamment respiratoires, puissent aussi se transmettre par voie aérienne. Leur présence dans les eaux usées représente un risque sanitaire important si les traitements ne sont pas suffisamment performants. **(Hamek & Mokrane, 2018)**

### I.4.5.2. Bactéries

Les bactéries sont les micro-organismes les plus abondants dans les eaux usées. Il s'agit d'organismes unicellulaires dépourvus de noyau, principalement issus des excréta humains. La majorité d'entre elles ne sont pas pathogènes, mais certaines espèces peuvent provoquer des maladies (**Rabahi & Sidi Said, 2020**). Dans le milieu naturel, leur survie est généralement limitée en raison de conditions défavorables, telles qu'un faible apport en matière organique ou une température inadaptée. Toutefois, le rejet d'eaux usées non traitées dans les milieux aquatiques peut entraîner une augmentation significative de la charge bactérienne, ce qui constitue un risque potentiel pour la santé publique, en particulier en cas d'usage domestique ou agricole de cette eau. (**Balland, 1990**)

### I.4.5.3. Protozoaires

Les protozoaires sont des micro-organismes unicellulaires eucaryotes, généralement plus grands et plus complexes que les bactéries (**Tabli, 2023**). Certains d'entre eux sont pathogènes et peuvent être retrouvés dans les eaux usées, où ils proviennent principalement des excréta humains. Ces parasites, tels que *Entamoeba histolytica* ou *Giardia lamblia*, sont responsables d'affections intestinales. Au cours de leur cycle de vie, ils peuvent former des kystes, une forme de résistance qui leur permet de survivre aux conditions défavorables et même à certains traitements classiques. Leur présence dans les effluents constitue donc un indicateur sanitaire important, nécessitant une attention particulière dans les procédés de désinfection. (**Derbene & Aider, 2020**)

#### **I.4.5.4. Helminthes**

Les helminthes sont des vers parasites pluricellulaires fréquemment présents dans les eaux usées domestiques (**Amrouche & Ben Ouali, 2023**). Leurs œufs, très résistants aux conditions environnementales, peuvent persister plusieurs semaines, voire plusieurs mois dans le milieu naturel. Leur taille et leur robustesse leur permettent de rester actifs sur les surfaces agricoles comme les sols ou les cultures en cas d'utilisation d'eaux usées non traitées. La concentration moyenne observée dans les effluents est estimée entre  $10^2$  et  $10^3$  œufs par litre, ce qui représente un risque potentiel pour la santé publique, notamment en agriculture. (**Ben Ahmed & Chara, 2023**).

### **I.5. Traitement des eaux usées**

#### **I.5.1. Définition**

Le traitement des eaux résiduaires vise à réduire la charge polluante (matières organiques et minérales) contenue dans ces eaux avant de les rejeter dans le milieu naturel ou de les réutiliser

Rôle des stations d'épuration

Ce rôle peut être résumé dans les points suivants :

- Traiter les eaux.
- Protéger la santé publique.
- Valoriser éventuellement les eaux épurées et les boues issues du traitement (**Benzaoui & Bous, 2009**).

#### **I.5.2. Les différentes phases de traitement des eaux usées au sein d'une station d'épuration**

Une station d'épuration traite les eaux usées en plusieurs étapes pour les rendre à nouveau propres au rejet dans le milieu naturel. Les étapes principales sont le prétraitement, le traitement primaire, le traitement secondaire (biologique), et parfois un traitement tertiaire (finition). Le traitement des boues est également une partie essentielle du processus (**Zaitri, 2022**).

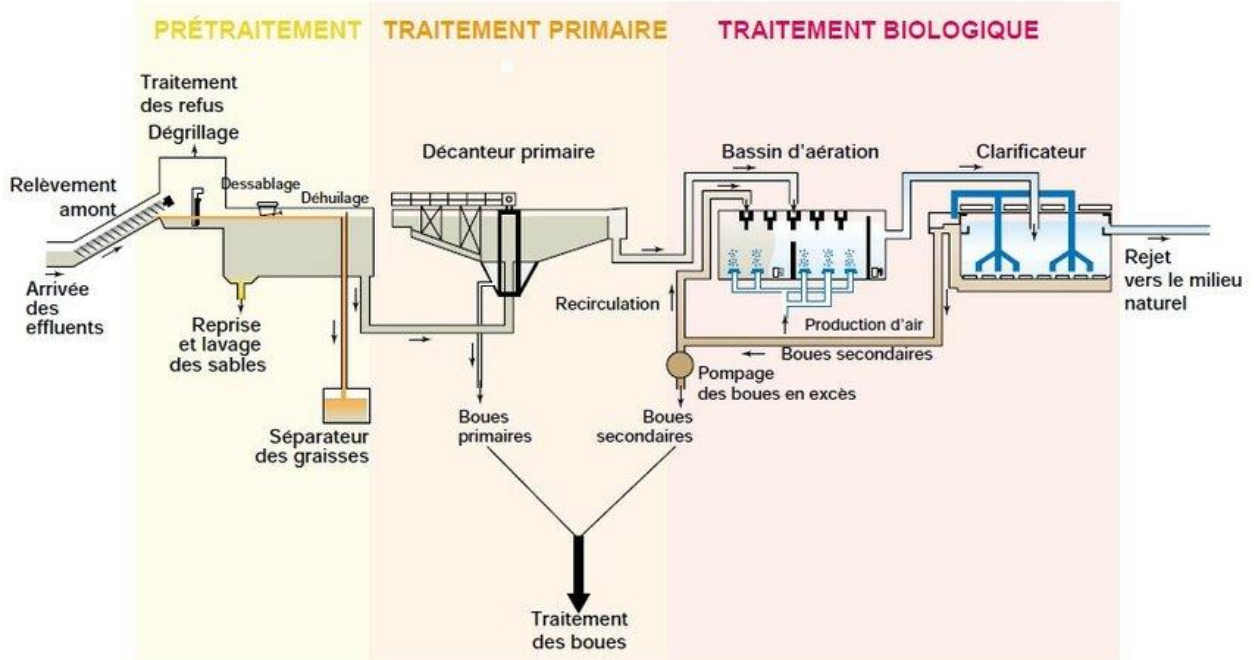


Figure.I.1. Schéma général d'une installation courante avec Traitement par boues activées (Aussel, 2004)

### I.5.2.1. Les prétraitements

Les prétraitements physiques permettent d'éliminer les plus gros déchets solides et les matières insolubles. Ils se situent en tête de station d'épuration et consistent en un dégrillage, un dessablage, un déshuilage/dégraissage (Bali, 2024).

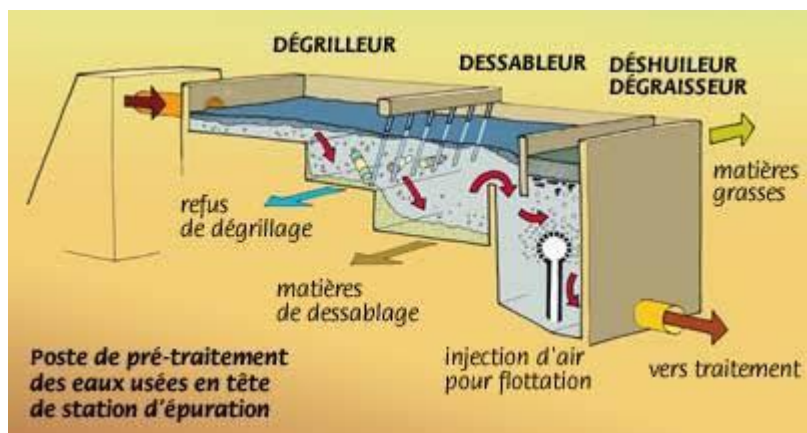


Figure I.2: Poste de pré-traitement des eaux usées (Cnam, 2012)

### **I.5.2.1.1. Dégrillage**

Prétraitement qui consiste à débarrasser les eaux usées des polluants solides les plus volumineux susceptibles de gêner les traitements ultérieurs voire endommager les équipements. Les eaux usées sont filtrées au travers d'une grille dont les barreaux, plus ou moins espacés, retiennent les matières les plus volumineuses qui seront ensuite éliminées avec les ordures ménagères. (Crini, 2007).

### **I.5.2.1.2. Dessablage**

Le dessablage est une étape du prétraitement visant à éliminer les sables et graviers contenus dans les eaux usées. Il repose sur la décantation gravitaire dans un canal ou un bassin à écoulement lent, où la vitesse est réduite pour permettre aux particules lourdes de se déposer au fond. Ces dépôts sont ensuite récupérés par un système mécanique (racleur ou pompe) et évacués vers une benne. Dans certains cas, un lavage est effectué pour séparer les matières organiques du sable. Cette opération permet de protéger les équipements en aval, d'éviter l'encrassement des conduites et de garantir un bon fonctionnement du traitement biologique. (Saoud & Khediri, 2020)

### **I.5.2.1.3. Déshuilage (dégraissage)**

Le déshuilage est une opération qui vise à éliminer les huiles et les graisses présentes dans les eaux usées, notamment celles provenant des rejets domestiques, industriels ou des cuisines collectives. Ces substances, étant plus légères que l'eau, flottent naturellement à la surface lorsqu'on laisse l'effluent au repos dans un bassin ou un canal adapté. Le processus repose sur la séparation par flottation : les huiles montent à la surface, formant une couche qui est ensuite récupérée mécaniquement à l'aide de racleurs de surface ou de dispositifs d'aspiration. Dans certains systèmes, l'ajout d'air sous pression (flottation à air dissous) peut être utilisé pour améliorer l'efficacité de la séparation. (Hamiche, 2013).

### **I.5.2.2. Traitement primaire (décantation primaire)**

Le traitement primaire des eaux usées constitue la première étape après le prétraitement (dégrillage, dessablage, dégraissage). Il repose sur des procédés physiques ou physico-chimiques visant à éliminer une partie importante des matières en suspension, qu'elles soient d'origine organique ou minérale (**Bali, 2024**). Cette phase s'effectue généralement dans des bassins de décantation fonctionnant à faible vitesse, favorisant ainsi la sédimentation des particules solides au fond du bassin. Ces boues sont ensuite extraites par pompage. Afin d'optimiser cette sédimentation, un traitement de coagulation-floculation peut être appliqué en amont. Bien que le traitement primaire ne permette pas une élimination complète de la pollution, il joue un rôle essentiel en réduisant la charge polluante avant les étapes biologiques suivantes. (**Berrouard, 2010**)

### **I.5.2.3. Traitement biologique (traitement secondaire)**

Le traitement biologique des eaux usées repose sur l'action de microorganismes capables de dégrader la matière organique. (**Dhaouadi, 2008**). On distingue deux grands types de procédés : aérobies, qui nécessitent un apport en oxygène pour transformer les polluants en biomasse, dioxyde de carbone et eau, et anaérobies, qui s'effectuent en absence d'oxygène et produisent du biogaz. Les procédés aérobies, tels que les boues activées ou les biofiltres, sont largement utilisés dans les stations urbaines pour leur efficacité. Les procédés anaérobies, quant à eux, sont mieux adaptés aux effluents fortement chargés et permettent une valorisation énergétique grâce à la production de méthane. (**Garcia, 2017**)

### **I.5.2.4. Dégazage**

Le dégazage est une étape du traitement des eaux usées consistant à éliminer les gaz dissous, principalement le méthane ( $\text{CH}_4$ ), le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) ou le sulfure d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{S}$ ), qui peuvent se former suite à la dégradation anaérobie de la matière organique. Cette opération vise à éviter la corrosion des équipements, la formation d'odeurs nauséabondes et à sécuriser les unités de traitement. Le dégazage s'effectue généralement dans un bassin aéré ou à l'aide de dispositifs de ventilation mécanique. (**Namour, 2022**).

### I.5.2.5. Décantation secondaire (clarification)

La décantation secondaire également appelée clarification constitue une étape essentielle du traitement des eaux usées. Elle intervient après le traitement biologique (aérobie et/ou anaérobie) et a pour objectif de séparer les boues biologiques (biomasse) en suspension de l'eau épurée (**Bakiri, 2018**). Ce processus repose sur la sédimentation naturelle des floccs biologiques formés dans le bassin biologique dans des décanteurs conçus à faible vitesse d'écoulement. L'eau clarifiée en surface est ensuite évacuée vers le traitement tertiaire ou le rejet, tandis que les boues sédimentées sont soit recyclées vers le bassin biologique, soit dirigées vers une filière de traitement des boues. (**Attab, 2011**).

### I.5.2.6. Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire représente l'étape finale du processus d'épuration des eaux usées. Il vise à parfaire la qualité de l'eau traitée après les traitements primaire et secondaire, en éliminant les polluants résiduels tels que les nutriments (azote et phosphore), les micropolluants, les agents pathogènes ou les matières en suspension fines (**Arab Said & Refsi, 2021**). Les procédés tertiaires incluent généralement la filtration (sur sable, sur membrane), la désinfection (chloration, UV, ozonation), et parfois l'adsorption sur charbon actif. Ce traitement est particulièrement crucial dans les zones sensibles à l'eutrophisation ou lorsque les eaux traitées sont destinées à la réutilisation ou au rejet dans un milieu récepteur fragile (**Bagagnan, 2024**).

### I.5.2.7. Traitement des boues

Le traitement des boues a pour objectif de réduire leur volume, d'améliorer leur qualité et de limiter leur impact sur l'environnement. Issues des différentes étapes d'épuration (décantation primaire, traitement biologique, etc.), ces boues sont généralement soumises à trois phases successives : l'épaississement, la stabilisation et la déshydratation. Ces opérations permettent de faciliter leur gestion et d'assurer une élimination ou une valorisation dans le respect des normes environnementales. (**Amara et Djellali, 2020**).

#### **I.5.2.8. L'épaississement**

La phase d'épaississement représente une étape clé pour réduire leur volume initial. Elle consiste à concentrer la matière en extrayant une partie de l'eau contenue, ce qui permet de faciliter les traitements ultérieurs et de limiter les coûts de transport et de traitement. Cette opération, qui intervient dès les premières étapes du traitement des boues, permet d'atteindre une siccité comprise entre 1 % et 10 %, selon les technologies mises en œuvre. Toutefois, elle peut s'accompagner de nuisances olfactives qu'il convient de contrôler pour préserver l'environnement du site. **(Mohamed, 2020).**

#### **I.5.2.9. La stabilisation des boues**

La stabilisation des boues a pour objectif de diminuer leur caractère fermentescible en réduisant la matière organique facilement dégradable. Elle permet aussi de limiter la présence de micro-organismes pathogènes. Ce traitement, réalisé par voie biologique (aérobie ou anaérobie) ou chimique, vise à prévenir les odeurs désagréables pendant le stockage ou la manipulation, et à améliorer l'efficacité des étapes suivantes comme la déshydratation ou l'élimination **(Francou, 2003).**

#### **I.5.2.10. La déshydratation**

La déshydratation des boues constitue une étape essentielle visant à réduire leur teneur en eau afin de faciliter leur manipulation, leur transport ou leur élimination. Ce procédé permet de transformer les boues liquides en un état plus solide, avec une siccité généralement comprise entre 15 % et 40 %, en fonction du type de boues, de la filière de traitement et de la technologie employée. Elle peut concerner des boues issues de différentes étapes, qu'elles soient primaires, secondaires ou issues d'un traitement tertiaire. **(Morau, 2006).**

### I.5.2.11. L'élimination des boues

L'élimination finale des boues Après les étapes de traitement et de stabilisation, les boues résiduelles doivent être éliminées de manière sûre. Selon leur nature et leur taux de siccité, elles peuvent être valorisées en agriculture, utilisées comme source d'énergie, ou envoyées en décharge contrôlée (**Couillard, 1989**). Le choix de la méthode dépend des propriétés des boues et des réglementations environnementales, avec une priorité donnée aujourd'hui aux solutions de valorisation durable.

Après avoir présenté les différentes étapes du traitement des eaux usées, il est désormais pertinent de se focaliser sur le traitement biologique, et plus particulièrement sur le fonctionnement du bassin biologique (**Laabassi, 2018**). Cette unité assure la dégradation des matières organiques par voie microbienne, et représente un maillon essentiel pour juger de l'efficacité globale du système d'épuration

## I.6. Le bassin biologique

### I.6.1. Définition

Le bassin biologique constitue le centre névralgique du procédé de traitement des eaux usées où s'opèrent des réactions biochimiques complexes assurant l'élimination de la pollution organique et la transformation des nutriments. Après les étapes préliminaires, les effluents arrivent dans ce bassin où se développe une biomasse microbienne active, principalement composée de bactéries aérobies. (**Bouadam, 2020**). Dans cet environnement contrôlé plusieurs processus sont mis en œuvre, tels que la minéralisation de la matière organique, la nitrification, la dénitrification, et l'absorption biologique du phosphore. Ces mécanismes permettent de traiter efficacement les charges polluantes en dégradant ou en transformant les composés suivants :

**Le carbone organique :** dont l'oxydation conduit à la formation de dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) (**Petitjean, 2004**)

**L'azote :** sous ses différentes formes — azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) et nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) — éliminé successivement par nitrification puis dénitrification (**Hammadi, 2021**)

**Le phosphore** : généralement présent sous forme de phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), mais aussi exprimé en phosphore total (P total) ou anhydride phosphorique ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ). Il est partiellement éliminé par assimilation biologique ou par précipitation chimique en présence de sels métalliques (Tiza, 2024).

**L'oxygène dissous** : élément essentiel au métabolisme des micro-organismes aérobies, garantissant l'efficacité des processus biologiques (Arbaoui, 2023)

**Les matières en suspension résiduelles** : qui sont retenues et incorporées dans la biomasse activée sous forme de floes (Ramdani, 2011).

L'équilibre et le bon déroulement de ces réactions dépendent de plusieurs paramètres physico-chimiques, notamment la température, le pH, la concentration en oxygène dissous et la charge organique appliquée. L'analyse approfondie de ces phénomènes permet d'évaluer le rendement du bassin biologique et d'identifier les facteurs influençant la performance globale de la station d'épuration.

### I.6.2. Les différents types de traitement biologique

Ces bassins peuvent être classés en deux grandes catégories selon la présence ou l'absence d'oxygène : les systèmes aérobies et les systèmes anaérobies.

#### I.6.2.1. Bassins biologiques aérobies

Dans ces bassins, l'oxygène dissous est constamment fourni (par aération mécanique ou par diffusion d'air) afin de maintenir une activité microbienne intense. Ce type de traitement est très répandu, notamment dans les stations d'épuration domestiques. Les principaux types de bassins aérobies sont les suivants :

#### **I.6.2.1.1. Bassin à boues activées**

C'est un système à culture libre où les micro-organismes (boues activées) sont en suspension dans l'eau usée. Le bassin est fortement aéré, permettant aux bactéries de consommer la matière organique dissoute. Après traitement, les boues sont séparées dans un clarificateur secondaire. **(Benzahi & Boudjemai, 2016).**

- Ce procédé est performant, mais nécessite un contrôle rigoureux de l'oxygénation et un retour partiel des boues pour maintenir l'activité biologique.

#### **I.6.2.1.2. Bassin à biofiltres (ou à cultures fixées)**

L'eau usée traverse un support solide (gravier, pierre, matériau plastique) sur lequel s'est développé un biofilm bactérien. Ces bactéries fixées dégradent les polluants en présence d'oxygène. **(Achab & Boukais, 2016).**

- Ce type de bassin est robuste, facile à exploiter et bien adapté aux petites installations.

#### **I.6.2.1.3 Bassin de lagunage**

Il s'agit de grands bassins peu profonds, fonctionnant de manière extensive. Le traitement repose sur des processus naturels combinant activité bactérienne, photosynthèse des algues et actions climatiques (rayonnement, température). **(Farinacci, 2023).**

- Bien qu'économique et écologique, le lagunage nécessite une large superficie et du temps de traitement plus long.

#### **I.6.2.1.4. Bassin à filtres plantés de roseaux**

Ce bassin, aussi appelé zone humide artificielle, est composé d'un lit de substrat (graviers) planté de végétaux tels que *Phragmites australis* **(Petit, 2017)**. L'eau circule horizontalement ou verticalement, et la dégradation des polluants s'effectue grâce à la symbiose entre racines, substrat et micro-organismes.

- Très efficace pour la réduction de la DBO<sub>5</sub>, de l'azote et du phosphore, ce système offre aussi un bon rendement paysager.

#### **I.6.2.1.5. Bassin MBR (bioréacteur à membranes)**

Il combine un traitement biologique classique avec une séparation membranaire très fine (ultrafiltration). L'eau traitée est de qualité supérieure, presque exempte de particules et de pathogènes (**Harrlekas, 2008**).

- Utilisé dans les stations modernes, ce procédé est compact mais coûteux.

#### **I.6.2.1.6. Bassin SBR (réacteur biologique séquentiel)**

Fonctionnant en batches successifs (remplissage, aération, décantation, vidange), ce bassin offre une bonne flexibilité face aux variations de charge et de débit (**Koller, 2013**). Il intègre l'ensemble du traitement dans une seule unité.

- Il est particulièrement adapté aux petites collectivités ou aux sites industriels.

#### **I.6.2.2. Bassins biologiques anaérobies**

Dans ces bassins, l'absence totale d'oxygène permet à des bactéries spécifiques de décomposer la matière organique par des processus de fermentation, produisant du méthane ( $\text{CH}_4$ ) et du dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ). (**Mahfouf & Derbal, 2023**). Ce type de bassin est adapté aux eaux usées très chargées, notamment industrielles.

##### **I.6.2.2.1. Bassin de digestion anaérobie**

Utilisé pour stabiliser les boues provenant des traitements primaires ou secondaires. Les boues sont chauffées dans un digesteur fermé, où elles subissent une série de transformations biochimiques (hydrolyse → acidogenèse → acétogenèse → méthanogenèse) (**Bouanika & Djadia, 2019**)

- Le biogaz généré peut être valorisé en énergie, et le volume des boues est considérablement réduit.

#### **I.6.2.2.2. Bassin UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)**

Dans ce système, l'eau usée monte à travers un lit de boues anaérobies flottantes. Les polluants sont dégradés par les bactéries, et le biogaz est collecté en surface. **(Marchaim, 1994)**.

- Ce procédé compact est efficace pour les industries agroalimentaires ou les zones chaudes.

#### **I.6.2.2.3. Bassin à lit anaérobie à haut débit**

Il permet un traitement rapide des effluents organiques très chargés (ex. : laiteries, brasseries) tout en générant de l'énergie via le méthane récupéré. Il favorise aussi une réutilisation de l'eau dans les procédés industriels. **(Fruteau de Laclos & Membrez, 2004)**.

- Son installation est coûteuse mais économiquement rentable à long terme.

### **I.6.3. Le rôle du bassin biologique**

Le bassin biologique joue un rôle essentiel dans l'élimination de la pollution organique et de certains nutriments (azote, phosphore) présents dans les eaux usées **(Badi, 2013)**. Il constitue l'étape centrale du traitement secondaire, où l'objectif est de réduire la demande en oxygène biochimique (DBO<sub>5</sub>) et la demande chimique en oxygène (DCO) par l'action de micro-organismes sous conditions contrôlées. Le bassin biologique contribue ainsi à améliorer la qualité de l'eau traitée en diminuant fortement les charges polluantes, et constitue une étape incontournable pour atteindre les normes de rejet fixées par la réglementation environnementale. **(Halil & Mouloudj, 2018)**.

### I.6.3.1. L'élimination biologique de l'azote

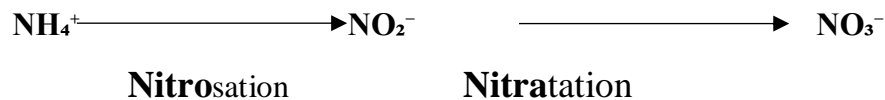
L'azote est un élément majeur présent dans les eaux usées sous différentes formes (organiques et minérales). Sa présence excessive dans les milieux aquatiques peut entraîner des déséquilibres écologiques tels que l'eutrophisation, la diminution de l'oxygène dissous et la toxicité pour les organismes vivants. Par conséquent, son élimination constitue une étape cruciale dans les procédés de traitement des eaux usées, notamment dans les bassins biologiques.

Le traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologiques se fait en deux grandes étapes :

- 1) **La nitrification (processus aérobie) :** La nitrification est une réaction biologique d'oxydation progressive de l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), réalisée en milieu aérobie par des bactéries autotrophes (Kayser & Kunst, 2004). Elle se décompose en deux sous-étapes :

**Étape 1 :** Nitrosation Transformation de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) par les bactéries du genre Nitrosomonas :

**Étape 2 :** Nitratation Transformation des nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) par les bactéries du genre Nitrobacter :



**Conditions optimales :**

- Oxygène dissous  $\geq 2$  mg/l
- Température : 20 – 30°C
- pH : 6,5 – 8,5

- 2) **La dénitrification (processus anoxique)** : La dénitrification est une réaction biologique de réduction du nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) en azote gazeux ( $\text{N}_2$ ), qui est ensuite rejeté dans l'atmosphère. (Ilies & Mavinic, 2001). Elle est réalisée en milieu anoxique (absence d'oxygène) par des bactéries hétérotrophes facultatives, en présence d'une source de carbone biodégradable (ex : méthanol, acétate).



**Conditions optimales:**

- $\text{DO} < 0,5 \text{ mg/l}$  Présence d'un substrat carboné
- Température :  $20 - 35^\circ\text{C}$
- pH neutre à légèrement basique

### I.6.3.2. Déphosphatation

Le phosphore présent dans les eaux usées se retrouve sous diverses formes physico-chimiques, dont la répartition influence directement les performances des procédés biologiques de traitement. On distingue principalement trois grandes catégories : le phosphore orthophosphaté ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), les polyphosphates (polyP) et le phosphore organique.

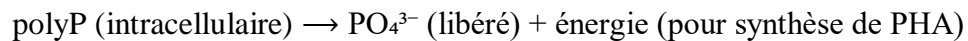
Le phosphore orthophosphaté ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) est la forme minérale dissoute la plus facilement biodisponible. Il représente généralement 70 à 75 % du phosphore total dans les eaux usées. C'est cette forme qui est relarguée dans le milieu par les micro-organismes accumulant le phosphore (PAOs) en phase anaérobie, puis réassimilée et stockée sous forme de polyphosphates en phase aérobie. Cette dynamique constitue la base du mécanisme de déphosphatation biologique. Les polyphosphates (polyP) sont des chaînes de phosphates accumulées à l'intérieur des cellules bactériennes lors de la phase aérobie. Ils servent de réserves énergétiques pour les PAOs, qui les hydrolysent ensuite en phase anaérobie pour assimiler des substrats carbonés, entraînant une libération contrôlée du phosphore dans l'eau.

Le phosphore organique, issu de composés biologiques (protéines, acides nucléiques, phospholipides), représente environ 10 à 20 % du phosphore total. Il n'est pas directement

assimilable, mais peut être transformé en  $\text{PO}_4^{3-}$  par l'action enzymatique des micro-organismes. Cette minéralisation est indispensable pour qu'il devienne accessible aux mécanismes biologiques de traitement. En général, le  $\text{P}_2\text{O}_5$  constitue 25 à 30 % du phosphore total. Ce fractionnement du phosphore est fondamental pour comprendre son comportement dans le bassin biologique et adapter les conditions d'aération, de charge organique et de décantation afin d'optimiser son élimination.

Le devenir du phosphore dans un bassin biologique repose sur l'alternance de conditions anaérobies et aérobies, qui activent des mécanismes métaboliques spécifiques chez les micro-organismes appelés PAOs (Phosphorus Accumulating Organisms). Ces bactéries sont capables d'absorber, relarguer, et stocker le phosphore selon les conditions environnementales, en transformant ses différentes formes chimiques.

**En phase anaérobie (absence d'oxygène dissous) :** Les PAOs hydrolysent leurs réserves internes de polyphosphates (polyP) afin de produire de l'énergie. Cette hydrolyse libère du phosphore orthophosphaté ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) dans le milieu, augmentant ainsi sa concentration dans l'eau. Parallèlement, les PAOs assimilent les substrats carbonés (AGV) et les stockent sous forme de polyhydroxyalkanoates (PHA), utilisant le glycogène comme source secondaire d'électrons. Réaction schématique :



(Nelson & Knowles, 1978).

**En phase aérobie (présence d'oxygène dissous) :** Les PAOs oxydent les PHA accumulés, ce qui leur fournit l'énergie nécessaire pour réassimiler le  $\text{PO}_4^{3-}$  dissous dans l'eau. Ce phosphore est alors retransformé en polyphosphates et stocké à nouveau dans la cellule. Le glycogène est également resynthétisé pour préparer la prochaine phase anaérobie. (Bonin, 1989).

**Transformation du phosphore organique :** Le phosphore organique, non directement assimilable, est hydrolysé lentement en  $\text{PO}_4^{3-}$  par des enzymes extracellulaires produites par les bactéries. Ainsi, le phosphore passe cycliquement de formes intracellulaires (polyP) à des formes

dissoutes ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) en fonction des conditions du bassin, tandis que le phosphore organique est converti progressivement en  $\text{PO}_4^{3-}$  grâce à la biodégradation. **(De Groot, 1992).**

### **I.6.3.3. Dégradation de la matière organique**

Dans les stations d'épuration, le bassin biologique constitue l'unité centrale du traitement secondaire, dont la principale fonction est l'élimination de la matière organique dissoute ou en suspension. Cette matière organique, majoritairement d'origine domestique, comprend des composés carbonés tels que les hydrates de carbone, les lipides, les protéines, et d'autres substances biodégradables. Sous conditions aérobies, des micro-organismes (principalement des bactéries hétérotrophes) métabolisent cette matière organique en utilisant l'oxygène dissous comme accepteur final d'électrons. Le processus suit généralement trois étapes :

- 1. Hydrolyse :** Les macromolécules organiques complexes (protéines, amidon, graisses) sont d'abord dégradées par des enzymes extracellulaires en composés plus simples et solubles comme les acides aminés, les sucres, et les acides gras **(Kana & Lounici, 2023)**
- 2. Oxydation biologique :** Ces composés solubles sont ensuite oxydés par les bactéries en dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ), en eau ( $\text{H}_2\text{O}$ ) et en énergie (ATP), utilisée pour la croissance et l'entretien cellulaire **(Marcilhac, 2014).**
- 3. Assimilation :** Une partie de la matière organique est convertie en biomasse microbienne (boues activées), qui s'accumule sous forme de floccs et peut ensuite être séparée dans un décanteur secondaire **(Brosseau, 2015).**

Le rendement de cette épuration biologique dépend fortement de plusieurs facteurs environnementaux, notamment : la concentration en oxygène dissous (idéalement  $> 2 \text{ mg/l}$ ), la température (optimum entre  $20$  et  $35 \text{ °C}$ ), le pH (optimal entre  $6,5$  et  $8,5$ ), ainsi que le rapport nutritionnel C/N/P adéquat. L'efficacité du traitement est évaluée par la diminution de la demande biologique en oxygène ( $\text{DBO}_5$ ) et de la demande chimique en oxygène (DCO). Une bonne performance du bassin biologique permet d'atteindre une réduction de plus de  $85 \%$  de la  $\text{DBO}_5$ , ce qui reflète une forte dégradation de la charge organique **(Guenouai, 2018).**

## **I.7. Conclusion**

La compréhension approfondie des eaux usées, de leur nature et des risques qu'elles engendrent, permet de mettre en place des stratégies de traitement appropriées et durables. Les processus de traitement, et en particulier l'étape biologique assurée par le bassin biologique, se révèlent essentiels pour garantir une dépollution efficace.

## **Chapitre II**

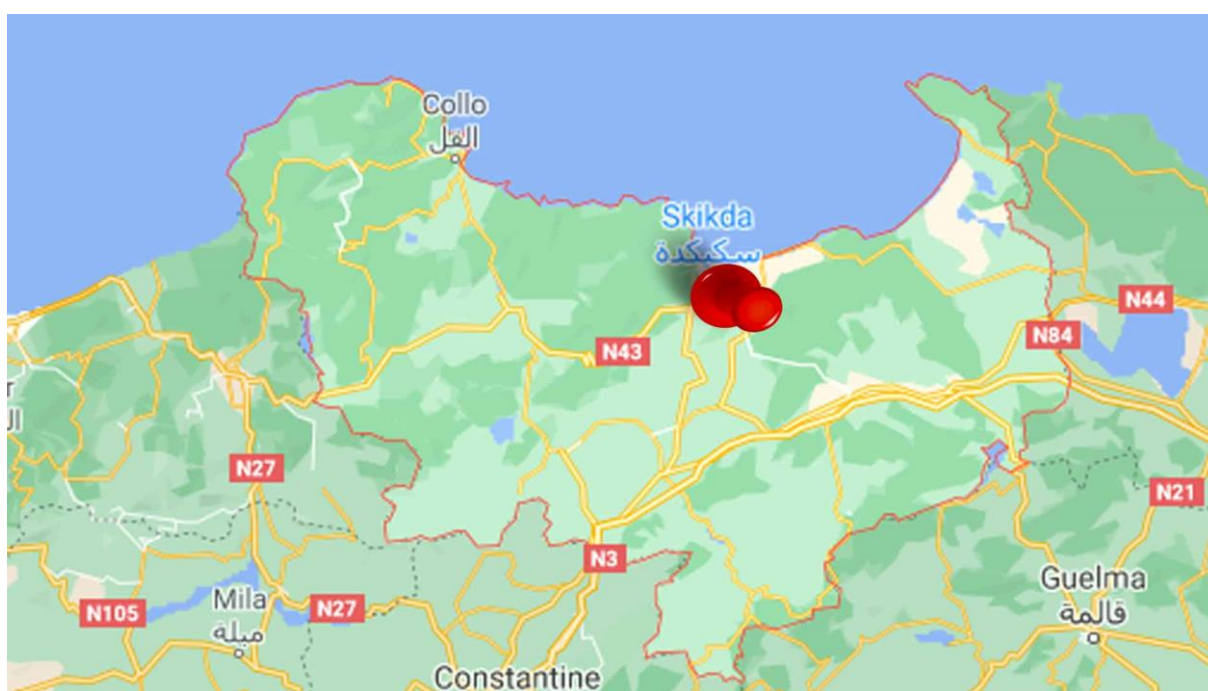
### **Présentation de la zone d'étude**

### Introduction

Cette étude porte sur la station d'épuration à boue activée à faible charge de Filfila, Cette station est conçue pour protéger le milieu récepteur (la mer) des eaux usées domestiques issues des agglomérations de la commune de Filfila.

### II.1. Situation de la zone d'étude

La wilaya de Skikda appartient au domaine tellien et littoral du nord-est algérien. Elle s'étend sur une superficie de 4137 km<sup>2</sup> et dispose d'un littoral long de 130 km bordant la mer Méditerranée. Le relief y est contrasté, combinant zones côtières, plaines, et montagnes. Grâce à sa position stratégique, elle abrite plusieurs infrastructures industrielles et portuaires importantes. Sur le plan environnemental, la wilaya de Skikda dispose de plusieurs stations d'épuration des eaux usées, qu'elles soient urbaines ou industrielles. Parmi les stations fonctionnelles, on peut citer : Hamadi Krouma, Ramdane Djamel, et Béni Béchir, qui contribuent à la protection du milieu naturel et à l'amélioration de la qualité des rejets liquides.



**Figure II.1** : Situation géographique de la wilaya de Skikda Skikda (Source : Google Maps, 2024)

## II.2. Contexte climatique de la zone d'étude

La wilaya de Skikda bénéficie d'un climat méditerranéen, caractérisé par des étés chauds et secs et des hivers doux et pluvieux. Les précipitations sont concentrées entre novembre et mars, avec une moyenne annuelle variant entre 600 et 1200 mm selon les zones. Ce climat favorise l'activité agricole et permet une bonne recharge des ressources en eau, notamment dans les zones de montagne et de piémont.

Le diagramme ombrothermique de Gaussen, établi à partir des données climatiques enregistrées entre 2002 et 2022 pour la région de Skikda, met en évidence deux phases climatiques distinctes (voir Figure II.2). Une période sèche s'étend sur cinq mois de l'année, de mai au début de septembre, tandis qu'une période humide couvre les autres mois, de mi-septembre à avril. Cette représentation illustre les variations saisonnières significatives du climat dans la région, avec des périodes de sécheresse suivies de saisons de précipitations plus abondantes.

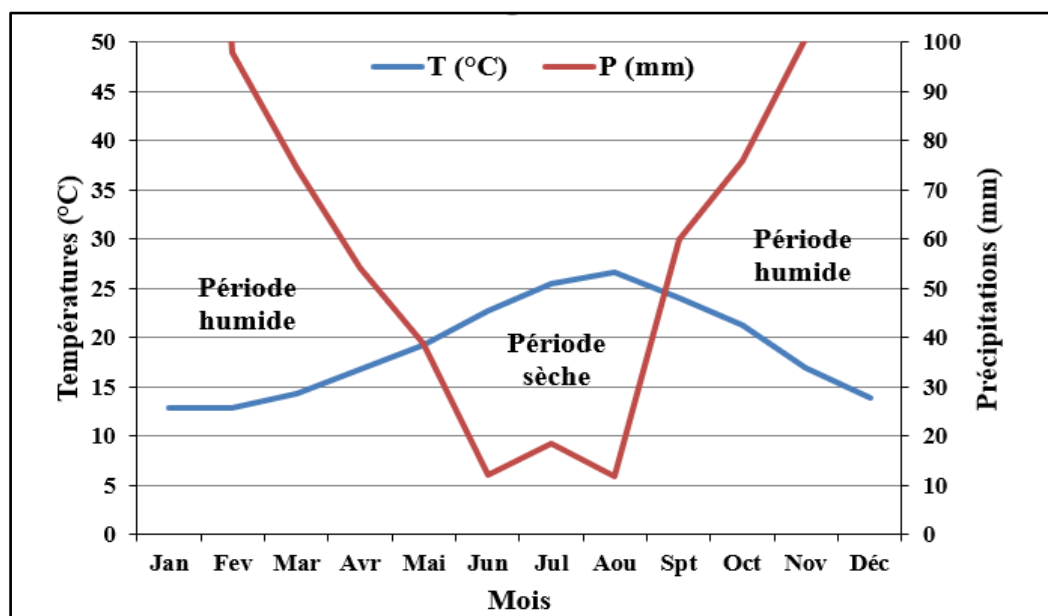


Figure.II.2 : Diagramme ombrothermique de Gaussen de Skikda (ONM, 2022).

### II.3. Présentation de la station d'épuration de Filfila

La station d'épuration des eaux usées (STEP) de Filfila, située dans la wilaya de Skikda, est une infrastructure moderne conçue pour traiter principalement les eaux usées domestiques. Elle a été financée à hauteur de 3 milliards de dinars algériens et sa réalisation a débuté en 2019. Cette station est dotée d'une capacité de traitement estimée à 220 000 m<sup>3</sup>/jour. Elle dessert plusieurs zones urbaines et touristiques, notamment Filfila-centre, Bouzaaroura, la cité Salah-Chebel, la cité Larbi-Ben M'hidi, ainsi que la zone touristique de Skikda. De plus, huit établissements hôteliers sont raccordés à la station, dans le but de limiter les rejets polluants et de préserver la qualité des plages. La mise en service de cette infrastructure vise à améliorer la gestion des eaux usées tout en contribuant à la protection de l'environnement côtier.



**Figure II.3 :** Présentation de la station de Filfila

## II.4. Capacité de la STEP

Les données de base pour le dimensionnement de la station d'épuration de la ville de Filfila sont les suivantes :

- Type de réseau : **Unitaire**
- Nature des eaux brutes : **Domestiques**

**Tableau II.1** : Les charges théoriques de la station de Filfila (ONA, 2024)

Paramètres	Unité	Valeur
Population raccordée	E.H.	153000
Débit journalier	m <sup>3</sup> /j	22000
Débit moyen	m <sup>3</sup> /j	917
Débit horaire	m <sup>3</sup> /h	1522
Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> )	Kg/j	9180
Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> )	mg/l	417
Matières en suspension (MES)	Kg/j	10717
Matières en suspension (MES)	mg/l	487
Demande chimique en oxygène (DCO)	Kg/j	15300
Demande chimique en oxygène (DCO)	mg/l	695
Azote kjeldahl (NTK)	Kg/j	1530
Azote kjeldahl (NTK)	mg/l	70
Phosphore total (PT)	Kg/j	275
Phosphore total (PT)	mg/l	13

## II.5. Objectives de la STEP de Filfila

La station d'épuration des eaux usées de Filfila, située dans la wilaya de Skikda, a pour mission principale de dépolluer les eaux usées domestiques collectées depuis la ville et ses environs, avant leur rejet dans le milieu naturel (la mer).

L'objectif fondamental est d'assurer une qualité des eaux traitées conforme aux normes environnementales en vigueur, afin de préserver les écosystèmes aquatiques et de limiter les risques sanitaires.

La STEP repose sur un procédé biologique de type boues activées à faible charge, reconnu pour son efficacité dans l'élimination de la matière organique biodégradable. Elle comprend deux filières complémentaires :

- **Une filière eau** : incluant le prétraitement, le traitement biologique, et la clarification secondaire.
- **Une filière boues** : intégrant l'épaississement, la déshydratation mécanique, et le stockage final.

Ce dispositif intégré permet non seulement la réduction significative de la pollution (DCO, DBO<sub>5</sub>, MES, nutriments), mais aussi la valorisation des boues produites, qui peuvent être utilisées ultérieurement comme amendement organique en agriculture, dans le respect des normes sanitaires.

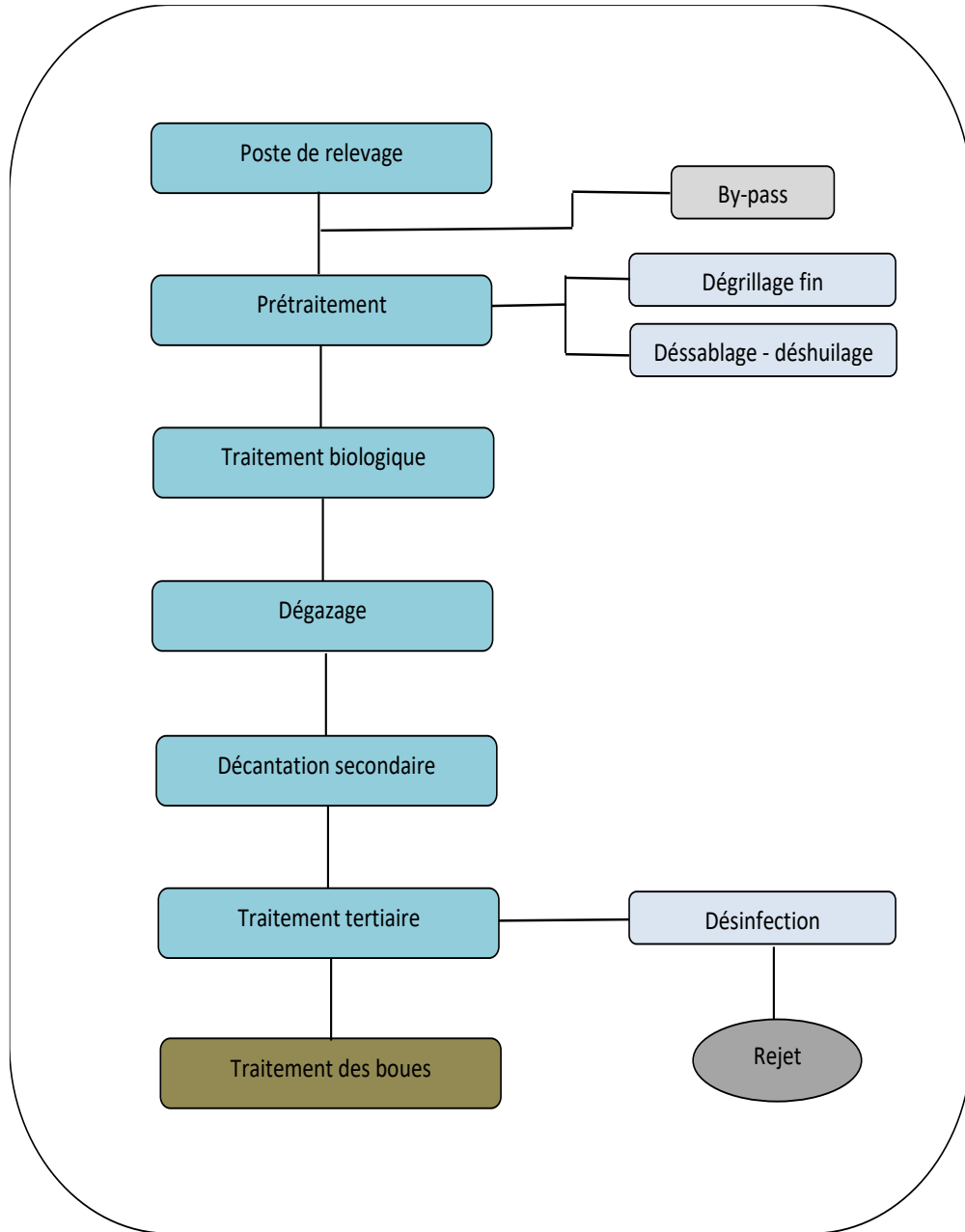


Figure II.4 : Schéma de fonctionnement de la station de Filfila

## **II.7. Les procédés de traitement des eaux usées de la STEP**

### **II.7.1. Poste de relevage**

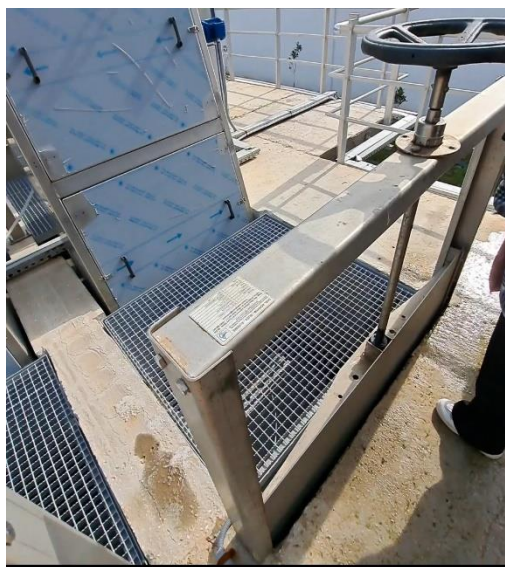
Le poste de relevage de la STEP de Filfila permet de surélever les eaux usées brutes arrivant par une conduite DN 630, afin d'assurer un écoulement gravitaire continu à travers toute la station, jusqu'au rejet final en mer. Les pompes utilisées sont de type submersible, robustes et conçues pour le pompage des eaux fortement chargées. Elles sont commandées automatiquement grâce à un système d'interrupteurs de niveau à mercure (LSH2, LSH1, LSL, LAL) qui déclenchent leur démarrage ou leur arrêt selon la hauteur d'eau dans le puisard. En amont du poste, une grille grossière manuelle est installée pour retenir les objets volumineux pouvant nuire au bon fonctionnement des pompes. Les refus de grille sont extraits manuellement, égouttés, puis stockés dans un conteneur relevé par palan.

### **II.7.2. Prétraitement**

Le prétraitement à la STEP de Filfila constitue une étape essentielle visant à éliminer les éléments solides, minéraux et flottants avant le traitement biologique. Il comprend trois unités principales : le dégrillage mécanisé, le dessablage et le déshuilage. Les eaux brutes sont dirigées vers deux grilles mécanisées équipées de systèmes de raclage automatique. En cas de défaillance, une grille manuelle de secours (by-pass) assure la continuité. Les refus sont récupérés, égouttés puis stockés. Ensuite, les eaux passent par deux dessableurs-déshuileurs combinés. Des rampes poreuses diffusent de l'air pour créer un brassage qui favorise la sédimentation des sables et la flottation des graisses. Les sables sont extraits par un système air-lift, tandis que les flottants sont évacués par pompe mobile. Ce dispositif améliore l'efficacité du traitement biologique en allégeant la charge physique des eaux



**Figure II.5 : Déssablage et déshuilage**



**Figure II.6 : Dégrillage fin**

### II.7.3. Traitement biologique

Le traitement biologique à la station de Filfila repose sur le procédé des boues activées à faible charge, visant à éliminer la pollution organique dissoute par l'action de micro-organismes aérobies. Ce traitement est réalisé dans deux bassins d'aération identiques, d'un volume unitaire de 17 000 m<sup>3</sup> chacun, avec des dimensions de 111,20 m × 22,20 m et une hauteur d'eau de 5,94 m. Les eaux prétraitées sont réparties entre les deux bassins via une goulotte d'alimentation équipée de déversoirs obturables. Dans chaque bassin, les eaux sont mélangées à la liqueur mixte (mélange d'eaux usées et de boues activées) et aérées à l'aide de rampes, afin d'assurer l'oxygénation nécessaire aux bactéries. Un système de mesure de l'oxygène dissous, basé sur une sonde ampérométrique à trois électrodes, permet de piloter automatiquement le fonctionnement des aérateurs de surface. Ce dispositif assure un contrôle précis de la concentration en oxygène et une adaptation dynamique du traitement. La liqueur mixte produite est ensuite dirigée vers les décanteurs secondaires pour la séparation des boues et de l'eau clarifiée. Ce traitement permet d'éliminer efficacement la DBO<sub>5</sub>, la DCO ainsi qu'une partie des nutriments comme l'azote.



**Figure II.7 :** Le bassin biologique

#### **II.7.4. Dégazage**

Le dégazage est une opération qui consiste à éliminer les gaz dissous dans les eaux usées, notamment le méthane, le dioxyde de carbone ou le sulfure d'hydrogène, afin de prévenir les risques de corrosion et d'odeurs dans les installations.



**Figure II.8 :** Dégazage de la STEP

### II.7.5. Décantation secondaire

La clarification des eaux usées à la station de Filfila est assurée par deux décanteurs secondaires circulaires de 41 mètres de diamètre chacun. Ces ouvrages ont pour rôle de séparer les boues activées de l'eau clarifiée issue du traitement biologique. La liqueur mixte provenant des bassins d'aération est introduite au centre des décanteurs via une jupe siphonide de tranquillisation, permettant de ralentir l'écoulement et d'optimiser la sédimentation des boues. Celles-ci se déposent au fond de l'ouvrage, puis sont raclées vers une poche centrale, d'où elles sont transférées à l'aide de tuyauteries vers un poste de pompage pour être soit recyclées, soit évacuées en excès. L'eau clarifiée s'écoule par débordement dans une goutte périphérique munie de lames à échancrures en V. Un système de raclage mécanique installé sur un pont tournant assure également la récupération des flottants de surface, dirigés vers un puisard dédié. Le contrôle du débit des eaux traitées est effectué au moyen d'un canal de mesure équipé d'un dispositif Venturi couplé à une sonde ultrasonique. Cela permet de connaître en continu le débit instantané et le volume total des eaux épurées.



**Figure II.9** : Le décanteur secondaire

### II.7.6. Traitement tertiaire

#### II.7.6.1. Désinfection

Le traitement tertiaire à la STEP de Filfila repose sur un processus de désinfection par chloration, visant à éliminer les germes pathogènes restants dans l'eau clarifiée. Cette opération se déroule en deux étapes principales : le stockage et le dosage de l'hypochlorite de sodium, suivi de son injection dans une cuve de contact. Le poste de désinfection comprend deux cuves de 5000 L chacune pour le stockage de l'hypochlorite, équipées de systèmes de sécurité et de contrôle de niveau. Le dosage est assuré par deux pompes doseuses à membrane, permettant une injection précise du produit chimique dans le flux d'eau, avec un ajustement automatique selon le débit entrant (jusqu'à 56 L/h pour un dosage de 10 ppm). L'injection se fait dans une bache de chloration en béton armé dotée de chicanes internes, assurant un temps de contact suffisant (30 minutes en conditions nominales) entre l'eau et le désinfectant. À la sortie, les eaux traitées sont dirigées vers l'oued via une canalisation DN 500. En cas de maintenance, un système de batardeaux permet le contournement de la cuve.

#### II.7.7. Traitement des boues

Le traitement des boues à la STEP de Filfila s'articule autour de trois grandes étapes complémentaires : la recirculation des boues secondaires, l'épaississement, et enfin le pompage des boues épaissies vers la déshydratation. Les boues activées, épaissies au fond des décanteurs secondaires, sont partiellement réinjectées en tête des bassins d'aération afin de maintenir une concentration bactérienne optimale dans la liqueur mixte, assurant ainsi une bonne performance du traitement biologique. Ce recyclage est assuré par deux vis de recirculation (350 m<sup>3</sup>/h chacune), transportant les boues vers les bassins par gravité. En parallèle, les boues biologiques en excès sont transférées par pompage vers l'épaississeur circulaire (Ø 9 m), où elles subissent une décantation gravitaire assistée par un mécanisme racleur. L'eau surnageante est renvoyée à la tête de la station pour traitement complémentaire. Les boues épaissies sont ensuite dirigées vers le poste de pompage attenant à l'épaississeur. Deux pompes à rotor hélicoïdal (45 m<sup>3</sup>/h sous 3 bars) y assurent leur transfert vers les unités de déshydratation (presses à vis), avec des dispositifs de sécurité intégrés contre la surpression.

### **Conclusion**

La présentation détaillée de la station d'épuration des eaux usées représente une étape essentielle pour saisir l'importance stratégique de cet ouvrage dans la préservation de l'environnement et la valorisation durable des ressources hydriques. En mettant en évidence les différentes structures techniques, ainsi que les principes de fonctionnement adoptés, ce chapitre a offert une compréhension approfondie des mécanismes mis en œuvre pour assurer une épuration efficace. Cette approche intégrée permet de cerner avec clarté les défis associés au traitement des eaux usées et les réponses techniques apportées à travers les infrastructures modernes de la station.

# **Chapitre III**

## **Matériel et méthodes**

### **III.1. Introduction**

Ce chapitre présente les approches matérielles, techniques et méthodologiques adoptées dans le cadre de cette étude. Il détaille les protocoles suivis pour la mesure des paramètres physico-chimiques des eaux usées, ainsi que les outils utilisés pour l'analyse et le traitement des données. Une attention particulière est accordée à la méthodologie de calcul l'indice de biodégradabilité et la charge massique, permettant une interprétation précise des résultats obtenus.

### **III.2. Protocoles expérimentaux des analyses physicochimiques**

#### **III.2.1. Mesure de la température (T)**

##### **Principe**

La mesure de la température s'effectue à l'aide d'un pH-mètre.

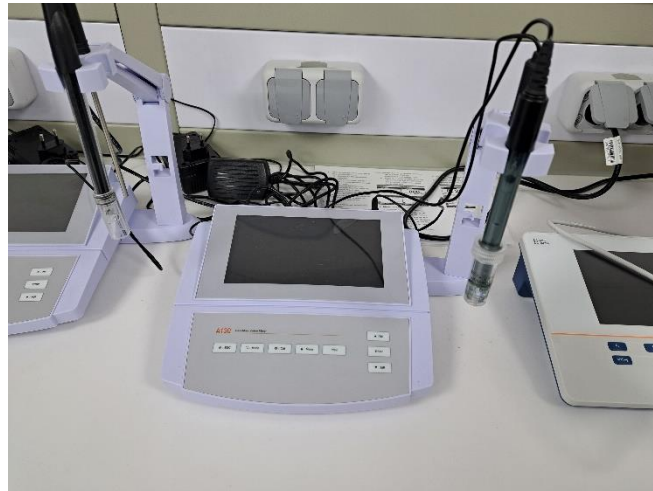
##### **Méthode**

Après avoir immergé la sonde pendant une minute (1 min), mesuré la température de l'eau au point de prélèvement. Le résultat est en °C

#### **III.2.2. Mesure du potentiel d'hydrogène (pH)**

##### **Principe**

Il se compose de deux éléments : un boîtier électronique qui affiche la valeur du pH et une électrode qui mesure cette valeur. Le fonctionnement du pH-mètre est basé sur le rapport entre la concentration en ions  $H_3O^+$  et la différence de potentiel électrochimique établie dans l'électrode de verre.



**Figure III.01** : pH-mètre

### **Méthode**

- 1) Rincez le vase de mesure, le barreau magnétique et l'électrode d'abord avec de l'eau distillée, puis rincez-les à nouveau avec une petite quantité de l'échantillon que vous allez tester.
- 2) Remplissez délicatement le vase de mesure avec votre échantillon.
- 3) Effectuez toute correction de température nécessaire sur votre pH-mètre.
- 4) Immergez soigneusement l'électrode dans l'échantillon, en suivant toutes les précautions habituelles. Commencez à agiter doucement l'échantillon.
- 5) Une fois que la lecture du pH sur votre appareil s'est stabilisée, notez directement la valeur.

### **III.2.3. Mesure de la conductivité électrique (CE)**

#### **Principe**

La conductivité mesure la capacité d'une solution à conduire l'électricité, reflétant la concentration en ions dissous. Elle est inversement proportionnelle à la résistance de la solution. On utilise un conductimètre, basé sur le pont de KOHLRAUCH, une variation du pont de Wheatstone. Ce pont est alimenté par un courant alternatif (1000 à 4000 Hz) pour prévenir la polarisation des électrodes.



**Figure III.2 :** Conductimètre

## **Méthode**

- 1) Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité, d'abord avec de l'eau permutée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à analyser.
- 2) Refaire la mesure dans un deuxième récipient à condition que les électrodes de platine soient complètement immergées.
- 3) Agiter le liquide (barreau magnétique) afin que la concentration ionique entre les électrodes soit identique à celle du liquide ambiant, pour assurer que les bulles d'air sont éliminées sur les électrodes.
- 4) Exécuter à la température de référence de 25°C. La température du liquide devra être constante pendant la mesure. L'utilisation du bain thermostat facilite l'équilibre thermique et améliore les résultats de la mesure.

### **III.2.4. Mesure de la turbidité**

#### **Principe**

La turbidité d'une eau est une mesure internationale de la transparence d'une eau qui prend en compte toute la matière d'origine minérale organique (Limons, argiles, micro-organismes). L'unité de mesure est NTU (unités de turbidité néphélométrique).



**Figure III.3 :** Turbidimètre

### **Méthode**

- 1) Homogénéiser avec Sion, et sans mouvement, contenant le produit à mesurer.
- 2) Calibrer l'appareille avec les solutions delebarrien de l'appareille.
- 3) Bien essuyé le support et la cellule de papier torchant.
- 4) Introduire, avec précautions 100ml produite dans la cellule de mesure de turbidimètre.
- 5) Attendre une minute pour que la valeur de
- 6) Noter la valeur de turbidité obtenue.

### **III.2.5. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)**

#### **Principe**

La DBO<sub>5</sub> ou la demande biologique en oxygène pendant 5 jours, représente la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes pour oxyder l'ensemble de la matière organique d'un échantillon d'eau maintenue à 20°C, à l'obscurité, pendant 5 jours



**FigIII.04.** DBO<sub>5</sub> mètre

## Matériel

- DBO mètre
- Incubateur à 20°C ± 1 °C (Etuve pour DBO à 20°C)
- Flacons d'incubation (Flacon à DBO5 bran de 250 ml à col rodé)
- NaOH

## Méthode

- 1) Mesurez la quantité désirée d'échantillon (voir tableau ci-après) à l'aide du ballon jaugé de trop-plein, puis versez-la dans une bouteille propre.
- 2) Introduisez l'agitateur magnétique dans chaque bouteille.
- 3) Ajoutez une pincée d'allyl thio-urée.
- 4) Placez deux pastilles d'hydroxyde de potassium dans chaque bouchon intérieur (noir) à l'aide de pincettes.
- 5) Vissez le bouchon sans le fermer hermétiquement.
- 6) Mettez les bouteilles sur le système d'agitation et réglez la température à 20 °C.
- 7) Laissez l'équilibre s'établir pendant 30 minutes, puis fermez hermétiquement le bouchon.
- 8) Relevez les valeurs après 5 jours (en utilisant le système Oxytop).
- 9) Utilisez les mesures des autres groupes pour déterminer la précision de vos propres mesures.

**Note :** Il est recommandé de réaliser chaque dosage en double, si le matériel de mesure est disponible.

### **III.2.6. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)**

#### **Principe**

La DCO est une mesure de toutes les matières organique (ou presque) contenus dans les eaux naturelles ou usées. L'oxydation est effectuée dans des conditions énergétiques, par voie chimique. Elle se fait sous l'action d'un oxydant puissant (bichromate de potassium), en milieu acide fort (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) et au reflux. Dans ces conditions, la plupart des matières organiques sont oxydées en CO<sub>2</sub> et H<sub>2</sub>O à 90 %. La valeur de DCO est exprimée en mg/L d'oxygène.

#### **Méthode**

L'échantillon de 3,0 ml préparé est soigneusement pipeté, le long de la paroi interne du tube à essai incliné.

- 1) Boucher hermétiquement le tube avec le bouchon fileté. Lors des opérations suivantes, toujours saisir le tube par son bouchon.
- 2) Mélanger énergiquement le contenu du tube.
- 3) Chauffer le tube pendant 120 minutes à 148°C dans un support d'éprouvettes. (Ne pas refroidir à l'eau froide)
- 4) Au bout de 10 minutes, agiter le tube et le remettre dans son support jusqu' à refroidissement à la température ambiante (temps de refroidissement au moins 30 minutes).

### **III.2.7. Détermination des matières en suspension (MES)**

#### **Principe**

Elles causent la turbidité de l'eau, leur mesure fournit une première indication sur la teneur en matière colloïdale d'origine minérale ou organique.

La mesure des MES s'effectue par des méthodes de filtration ou de centrifugation suivies d'une pesée gravimétrique.

## Matériel

### a) Méthode par filtration (Norme EN-NF 872)

- Pompe à vide à membrane : 13 L/min, vide < 1 mbar (env. 0,065 mbar), 0,2 KW, entrée 8 mm.
- Appareillage de filtration : Entonnoir 300 ml, support de filtre Ø 47 mm, pince de fixation, deux fioles 1000 ml.
- Filtres : Disques en fibre de verre ou papier MES 0,45 µm (ex: Sartorius, Whatman, Millipore). Étuve : 105°C.
- Balance de précision : ± 0,1 mg.
- Dessiccateur.

### b) Méthode par centrifugation (Norme NFT 90 105 - 2)

- Centrifugeuse : 28 000 à 32 000 m.s<sup>-2</sup> d'accélération.
- Étuve : 105°C.
- Balance de précision : ± 0,1 mg/l.
- Dessiccateur.
- Verrerie : Éprouvettes 100 ml, coupelles.

## Méthode

### Préparation de la membrane

- 1) Prendre une membrane filtrante propre.
- 2) La marquer soigneusement sans l'endommager.
- 3) La manipuler uniquement avec une paire de pinces (éviter tout contact direct avec les mains/gants). Peser la membrane sèche et noter sa masse initiale ( $m_0$ ).

### Installation de la membrane

- 1) Placer la membrane sur la rampe de filtration sous vide.
- 2) Préparation de l'échantillon : Bien agiter l'échantillon d'eau usée pour homogénéiser les matières en suspension.
- 3) Filtration de l'échantillon : Prélever un volume déterminé de l'échantillon (max. 1 L). Le verser sur la membrane pour filtration. La filtration ne doit pas excéder 30 minutes.

- 4) Séchage de la membrane : Retirer la membrane après filtration. La placer dans une étuve à 105 °C. Sécher jusqu'à masse constante (vérifier en pesant plusieurs fois).
- 5) Pesée finale : Peser la membrane après séchage et noter la masse finale ( $m_1$ ).
- 6) Calcul de la concentration en MES
- 7) Expression des Résultats La concentration en Matières En Suspension (M.E.S) en mg/L est calculée comme suit :

$$MES \text{ (mg /l)} = (m_1 - m_0) * 1000 / V$$

Où :

$m_0$  : Masse initiale du filtre ou de la coupelle (mg).

$m_1$  : Masse finale du filtre ou de la coupelle avec solides (mg).

$V$  : Volume de l'échantillon d'eau utilisé (ml).

### III.2.8. Détermination du Phosphate ( $PO_4^-$ )

#### Principe

La détermination du phosphate inorganique consiste en une hydrolyse acide des phosphates présents dans l'échantillon.

#### Méthode

Le dosage des phosphates a été effectué par la méthode colorimétrique. Le molybdène d'ammonium ( $Mo(NH_4)_4H_2O$ ) réagit en milieu acide en présence de phosphate en donnant un complexe phosphomolybdique, qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue (bleu de molybdène) susceptible d'un dosage colorimétrique. Les résultats sont exprimés en mg/l de phosphates ( $PO_4$ ).

### III.2.9. Détermination des nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

#### Principe

Le principe du dosage est basé sur la réaction de Griess (diazotation d'une amine primaire aromatique en présence de nitrite en milieu acide puis copulation avec une autre amine aromatique) action du nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) sur la sulfanilamide en milieu acide et formation d'un sel de diazonium.

#### Méthode

- 1) Prendre 40 ml d'eau à analyser.
- 2) Ajouter 01 ml de réactif coloré.
- 3) Compléter avec de l'eau distillée jusqu'à 50 ml.
- 4) Temps de repos 20 minutes.
- 5) Longueur d'onde 540 nm.
- 6) Après 20min, le couleur devient rose.
- 7) On met ces solutions des échantillons dans les petites cuvettes en ver de spectrophotométrie un par un.
- 8) Essayez à blanc pour régler à 0 après mettez les autres échantillons.

### III.2.10. Détermination de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )

#### Principe

L'ammonium dans l'eau traduit habituellement un processus de dégradation incomplet de la matière organique.

#### Méthode

- 1) Prélever 10 ml de l'échantillon d'eau à analyser et les transférer dans une cuvette propre de 24 mm, puis refermer soigneusement à l'aide du couvercle adapté.
- 2) Introduire la cuvette dans le compartiment de mesure de l'appareil en veillant à un positionnement correct.
- 3) Appuyer sur le bouton "ZÉRO" pour effectuer le calibrage de référence.
- 4) Retirer ensuite la cuvette de l'appareil.

- 5) Introduire une pastille réactive AMMONIA No. 1 directement à partir de son emballage d'origine dans l'échantillon contenu dans la cuvette, puis la broyer à l'aide d'un agitateur propre.
- 6) Ajouter ensuite une pastille AMMONIA No. 2, également sortie de son emballage protecteur, et la dissoudre complètement à l'aide du même agitateur.
- 7) Refermer la cuvette et agiter délicatement jusqu'à dissolution totale des deux pastilles.
- 8) Replacer la cuvette dans la chambre de mesure, en s'assurant d'un alignement adéquat.
- 9) Lancer la mesure en appuyant sur la touche "TEST". Un temps de réaction de 10 minutes est requis avant l'analyse.
- 10) Une fois ce délai écoulé, l'appareil affiche automatiquement la concentration en ammonium, exprimée en mg/l.

### **III.2.12. Détermination le dosage des phosphates**

#### **Méthode**

##### **A) Entrée**

##### **Dissolution**

1. Ouvrir une cuvette de réaction et ajouter 1 ml d'échantillon.
2. Ajouter une cuillère graduée no. 4 (blanc) remplie à ras bord de Phosphate-103. (Fermer immédiatement la bouteille de réactif!)
3. Refermer la cuvette avec son couvercle et mélanger le contenu en agitant réacteur thermique préchauffe.
4. Exposer pendant 30 minutes les cuvettes à une température de 100 °C dans le thermoreacteur.
5. Retirer le tube du thermoreacteur.

(Attention: les tubes sont chauds !) Retourner le tube et le laisser refroidir jusqu'à la température ambiante.

### Procédé

6. Placer la cuvette a valeur zéro (portant l'étiquette rouge) livrée dans la chambre de mesure.

Positionnement.

7. Appuyer sur la touche ZÉRO.

8. Retirer la cuvette de la chambre de mesure.

9. Ajouter 2 gouttes (0,1 ml) de Phosphate-101 dans le tube prépare a l'avance

10. Refermer la cuvette avec son couvercle et mélanger le contenu en agitant légèrement.

11. Ajouter une cuillère graduée no. 4 (blanc) remplie à ras bord de Phosphate 102. 12. Refermer la cuvette avec son couvercle et mélanger son contenu en l'agitant jusqu'a ce que le réactif soit complètement dissout.

12. Mettre la cuvette dans la chambre de mesure. Positionnement.

13. Appuyer sur la touche TEST. Respecter un temps de réaction de 10 minutes.

La mesure démarre automatiquement lorsque le temps de réaction est écoule.

Le résultat s'affiche pour le Phosphate total en mg/l.

### B) Sortie

#### Dissolution :

1. Ouvrir une cuvette de réaction et ajouter 5 ml d'échantillon.

2. Ajouter une cuillère graduée no. 4 (blanc) remplie à ras bord de Phosphate-103. (Fermer Immédiatement la bouteille de réactif !)

3. Refermer la cuvette avec son couvercle et mélanger le contenu en agitant légèrement.

4. Exposer pendant 30 minutes les cuvettes à une température de 100 °C dans le réacteur thermique préchauffe.

5. Retirer le tube du thermo réacteur. (ATTENTION : les tubes sont chauds !) Retourner le Tube et le laisser refroidir jusqu'à la température ambiante.

**Procédé :**

6. Placer la cuvette a valeur zéro (portant l'étiquette rouge) livrée dans la chambre de mesure. Positionnement.
7. Appuyer sur la touche ZÉRO.
8. Retirer la cuvette de la chambre de mesure.
9. Ajouter 2 gouttes (0,1 ml) de Phosphate-101 dans le tube prépare à l' avance
10. Refermer la cuvette avec son couvercle et mélanger le contenu en agitant légèrement.
11. Ajouter une cuillère graduée no. 4 (blanc) remplie à ras bord de Phosphate-102.
12. Refermer la cuvette avec son couvercle et mélanger son contenu en l'agitant jusqu'a ce que le réactif soit complètement dissout.
13. Mettre la cuvette dans la chambre de mesure. Positionnement.
14. Appuyer sur la touche TEST. Respecter un temps de réaction de 10 minutes. La mesure démarre automatiquement lorsque le temps de réaction est écoule. Le résultat s'affiche pour le Phosphate total en mg/l.

**III.3. Détermination des performances du bassin biologique :**

La surveillance de la charge massique, du pouvoir épuratoire, du temps de séjour et de l'indice de biodégradabilité permet d'évaluer l'efficacité des stations d'épuration. Ces paramètres garantissent un bon fonctionnement et assurent la conformité des eaux traitées aux normes environnementales.

### III.3.1. Charge massique :

La charge massique représente le rapport de la pollution exprimée en kg DBO5 appliquée par jour sur la masse de boues (exprimée en kg de MVS) contenues dans le bassin d'aération. Elle est donnée par la relation suivante :

$$cm = \frac{\{DBO^5\} \cdot Q_j}{V_{BA} \cdot MVS}$$

**Cm** : charge massique

**V<sub>BA</sub>** : Volume du bassin d'aération (m<sup>3</sup>)

**MVS** : concentration en matière sèche (kg/m<sup>3</sup>)

**Q** : débit journalier d'eau usée à traiter (m<sup>3</sup>/j)

**Tableau III.1 : Le rendement des charges massique (Cm)**

Cm	Domaine	M.S	Basse	Production boues	Âge de boues	Rendement	Appareil D2	Nitrification / Dénitrification
0 à 0,1 (0,07)	Très faible charge, aération prolongée	4 à 5	0,6 à 0,9 Kg DBO <sub>5</sub>	éliminée	> 98% > 18 j	> 98%	> 0,9 Kg O <sub>2</sub> / Kg DBO <sub>5</sub>	+++
0,1 à 0,2	Faible charge	3 à 4	0,9 Kg DBO <sub>5</sub>	éliminée	8 à 10 j	94 à 98%	0,8 Kg O <sub>2</sub> / Kg DBO <sub>5</sub>	++
0,2 à 0,5	Moyenne charge	2 à 3	0,8 Kg DBO <sub>5</sub>	éliminée	4 à 6 j	90 à 94%	de 0,5 à 0,7 Kg O <sub>2</sub> / Kg DBO <sub>5</sub>	+
0,5 à 1	Forte charge	1 à 2	Jusqu'à 0,6 Kg DBO <sub>5</sub>	éliminée	1,5 à 3 j	< 90%	< 0,5 Kg O <sub>2</sub> / Kg DBO <sub>5</sub>	-
> 1	Très forte charge	< 1	0,3 Kg DBO <sub>5</sub>	éliminée	< 3 j	< 90%	< 0,3 Kg O <sub>2</sub> / Kg DBO <sub>5</sub>	--

### III.3.2. Rendements ou pouvoirs épuratoires :

Les rendements ou pouvoirs épuratoires désignent la capacité d'une station d'épuration à réduire les concentrations de polluants présents dans les eaux usées avant leur rejet dans le milieu naturel. Ils sont généralement exprimés en pourcentage (%) et permettent d'évaluer l'efficacité du traitement appliqué. Le rendement épuratoire d'un paramètre correspond au pourcentage de réduction de ce paramètre entre l'entrée (eaux usées brutes) et la sortie (eaux traitées) de la station d'épuration.

**Formule générale :**

$$\text{Rendement}(\%) = \frac{C_{\text{entrée}} - C_{\text{sortie}}}{C_{\text{entrée}}} \times 100$$

Où :

$C_{\text{entrée}}$  : Concentration du polluant à l'entrée de la station (mg/L)

$C_{\text{sortie}}$  : Concentration du polluant à la sortie de la station (mg/L)

### III.3.3. Temps de séjours :

C'est un paramètre clé pour le bon fonctionnement d'une station d'épuration. Il permet de garantir que les eaux usées restent suffisamment longtemps dans l'ouvrage pour que les traitements physico-chimiques ou biologiques soient efficaces.

**Formule générale :**

$$\text{Temps de séjour} (h) = \frac{V}{Q}$$

$V$  : Volume du bassin d'aération (m<sup>3</sup>)

$Q$  : Débit des eaux usées brutes (m<sup>3</sup>/h)

### III.3.4. Indice de biodégradabilité :

Selon **Rodier et al., (2009)**, l'indice de biodégradabilité est un paramètre qui permet d'évaluer la facilité avec laquelle les matières organiques présentes dans les eaux usées peuvent être dégradées par des micro-organismes. C'est un indicateur clé pour estimer l'efficacité potentielle du traitement biologique dans une station d'épuration.

L'indice de biodégradabilité est généralement exprimé par le rapport :

$$\text{Indice de biodégradabilité} = \frac{DCO}{DBO_5}$$

**DBO<sub>5</sub>** : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours (mg/L) → quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation biologique des matières organiques biodégradables.

**DCO** : Demande Chimique en Oxygène (mg/L) → quantité totale d'oxygène nécessaire à l'oxydation de toutes les matières organiques, qu'elles soient biodégradables ou non.

**DCO/DBO<sub>5</sub> < 3** : effluent facilement biodégradable

**3 < DCO/DBO<sub>5</sub> < 5** : effluent moyennement biodégradable

**DCO/DBO<sub>5</sub> > 5** : effluent difficilement biodégradable voire non biodégradable

Dans le cas des eaux usées urbaines, riches en composés organiques facilement dégradables, le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> est généralement compris entre 1,5 et 2,5. Pour un effluent déjà traité par décantation secondaire, ce rapport tend vers 1,5 à 4, selon le niveau d'épuration atteint.

### III.4. Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté et détaillé plusieurs méthodes d'analyse physico-chimique essentielles pour le suivi de la qualité de l'eau d'irrigation. Ces paramètres sont considérés comme cruciaux pour garantir le maintien de l'équilibre environnemental ainsi que pour favoriser une croissance optimale des cultures.

# **Chapitre IV :**

## **Résultats et discussion**

## Introduction

Dans ce chapitre, nous allons présenter et interpréter les résultats des paramètres physico-chimiques mesurés au niveau de la station d'épuration des eaux usées de Filfila (wilaya de Skikda), pour étudier les performances du bassin biologique sur une période allant du 03 septembre 2024 au 19 février 2025.

### IV.1. Evaluation des paramètres physicochimiques

L'évaluation des paramètres physico-chimiques permet de mieux connaître la qualité de l'eau. Elle consiste à mesurer différents paramètres afin d'évaluer les performances de cette station d'épuration à savoir si l'eau peut être déversée sans danger. Le tableau IV.1 révèle ces paramètres à l'entrée et à la sortie de la station.

**Tableau IV.1:** Paramètres physico-chimique de la station d'épuration de Filfila

Paramètres		Min	Max	Moyenne	Ecart-type
T(C°)	Entrée	15.4	27.6	22.52	4.53
	Sortie	14.6	27.2	21.88	4.49
pH	Entrée	7.14	7.68	7.46	0.14
	Sortie	6.89	7.5	7.22	0.16
CE (µs/cm)	Entrée	1201	2003	1334.75	216.94
	Sortie	1011	1140	1066.17	47.82
MES (mg/l)	Entrée	109	462	266.44	113.53
	Sortie	1	10.5	5.62	2.90
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	Entrée	156	354	255.08	66.57
	Sortie	6	22	14.58	5.31
DCO (mg/l)	Entrée	364	834	603.75	154.90
	Sortie	27	79.5	45.76	14.49
NG (mg/l)	Entrée	8.09	59.22	35.69	14.92
	Sortie	2.17	11.06	7.78	2.88
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	Entrée	0.6	6.17	3.45	1.79
	Sortie	0.12	2.4	1.23	0.61
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Entrée	0.12	2.11	0.92	0.57
	Sortie	0.07	1.13	0.37	0.35
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Entrée	1.32	4.63	3.19	1.14
	Sortie	1.43	25.7	13.86	9.12
PT (mg/l)	Entrée	2.21	27.1	8.91	8.03
	Sortie	0.65	5.46	1.87	1.53
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/l)	Entrée	1.33	17.58	9.67	4.45
	Sortie	0.73	4.25	2.54	0.99
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Entrée	3.1	23.41	12.95	5.72
	Sortie	0.94	5.67	3.31	1.34

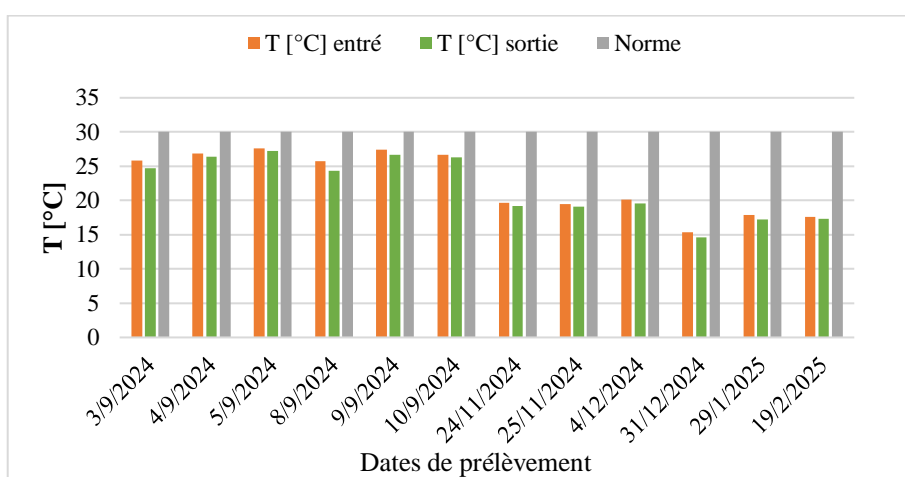
### IV.1.1. Variation de la température (T)

D'après les résultats obtenus (Tableau IV.1), les valeurs de la température des eaux usées brutes durant toute la période d'étude oscillent entre un minimum de 15.4°C et un maximum de 27.6°C, avec une moyenne de  $22.52 \pm 4.53$  °C. Tandis qu'au niveau du clarificateur (eau traitée), la température a varié entre 14.6°C en et 27.2°C en, avec une moyenne de 21.88°C.

Cette variation peut être expliquée par une évolution qui dépend des variations saisonnières, les effets de l'aération ainsi que le temps de séjour dans le bassin biologique. Toutefois, cette différence reste minime et n'affecte pas négativement l'activité biologique.

La température des eaux usées dans le bassin biologique constitue un facteur déterminant du rendement épuratoire. Elle influence à la fois l'activité des micro-organismes, la vitesse des réactions biochimiques et la solubilité de l'oxygène dans le milieu. Une température modérée, généralement située entre 20 et 30 °C, favorise le métabolisme bactérien et optimise les processus de dégradation de la matière organique et de nitrification (**Francou, 2003**). En revanche, des températures trop basses peuvent ralentir ces mécanismes, tandis qu'une chaleur excessive diminue la disponibilité de l'oxygène dissous, compromettant ainsi l'efficacité du traitement.

Les températures enregistrées au niveau de la station d'épuration de Filfila sont conformes aux normes de rejet du journal officiel de la république Algérienne (**JORA, 2006**) (Annexe 01, tableau 01) qui stipule que la température des eaux usées traitées ne doit pas dépasser 30 °C. Toutes les valeurs mesurées se situent dans cette fourchette admissible pour le rejet direct dans le milieu récepteur.



**Figure IV.1:** Variations de la température (T) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

### IV.1.2. Variation du potentiel d'hydrogène (pH)

Un pH optimal, généralement compris entre 6 et 8, est nécessaire pour maintenir une communauté microbienne saine et active, essentielle à la dégradation des matières organiques (Assemien, 2018). Des variations excessives du pH peuvent inhiber ou même tuer ces micro-organismes, réduisant ainsi l'efficacité du traitement

D'après les résultats obtenus (Tableau IV.1), on remarque que les eaux usées brutes présentent un pH basique, varie entre un minimum de 7.14 et un maximum de 7.68 avec une moyenne de  $7.46 \pm 0.14$ . Après traitement, les valeurs sont comprises entre 6.89 et 7.5 avec une moyenne de 7.22, ce qui traduit une légère diminution maîtrisée du pH reflétant un équilibre chimique favorable aux conditions de traitement biologique au sein de la station.

Généralement, toutes les valeurs du pH enregistrées au niveau de la station d'épuration de Filfila, que ce soit pour les eaux usées brutes ou traitées, sont conformes aux plages admissibles fixées par les normes Algériennes (JORA, 2006) (Annexe 01, tableau 01) ainsi que par la norme internationale de l'organisation Mondiale de la Santé (OMS, 1971) (Annexe 01, tableau 03).



**Figure IV.2:** Variations du potentiel d'hydrogène (pH) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

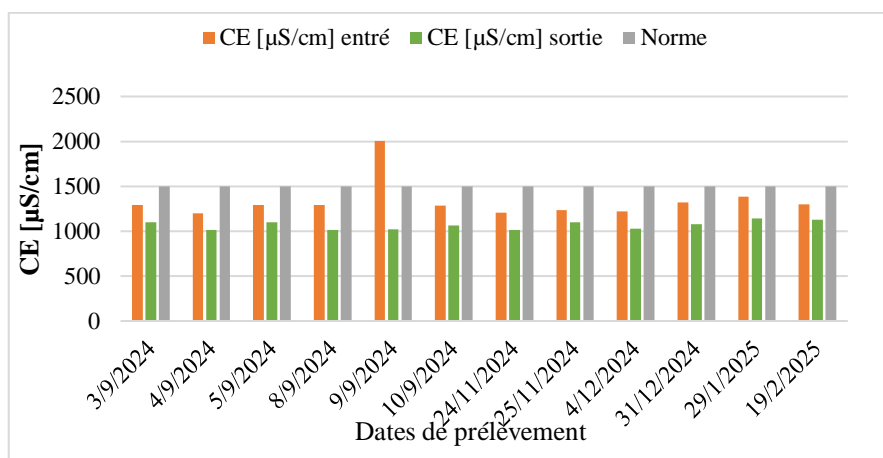
### IV.2.3. Variation de la conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique est essentielle pour surveiller la qualité des eaux usées car elle reflète le niveau général de minéralisation et donne des informations sur le degré de salinité.

Durant la période de suivi, la conductivité électrique des eaux usées à l'entrée a varié entre un minimum de 1201  $\mu\text{S/cm}$  et un maximum de 2003  $\mu\text{S/cm}$  avec une moyenne estimée à  $1334.75 \pm 216.94 \mu\text{S/cm}$ . Après le traitement, les valeurs enregistrées se situent entre 1011 et 1140  $\mu\text{S/cm}$  avec une moyenne de  $1066.17 \pm 47.82 \mu\text{S/cm}$ .

La diminution de la conductivité électrique des eaux usées observée dans (Figure IV.3) peut être expliquée par plusieurs mécanismes associés au traitement biologique. En effet, les micro-organismes dégradent la matière organique consommant ainsi une partie des ions dissous responsables de la conductivité. Par ailleurs, certains de ces ions peuvent être adsorbés par les boues biologiques formées ou précipitées sous forme non soluble. De plus, certaines substances ioniques sont transformées en composés moins conducteurs au cours des réactions biochimiques. Enfin, les variations du pH influencent la dissociation des ions dans le milieu, contribuant également à la réduction de la charge ionique. L'ensemble de ces phénomènes conduit à une baisse progressive de la minéralisation traduite par une diminution de la conductivité électrique.

Les valeurs de la conductivité électrique restent inférieures à la limite de 1500  $\mu\text{S/cm}$  recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé (**OMS, 1971**). Ces résultats indiquent que les eaux usées traitées présentent une salinité maîtrisée, conforme aux normes internationales de qualité et ne posent donc pas de risque significatif lié à une charge ionique excessive.



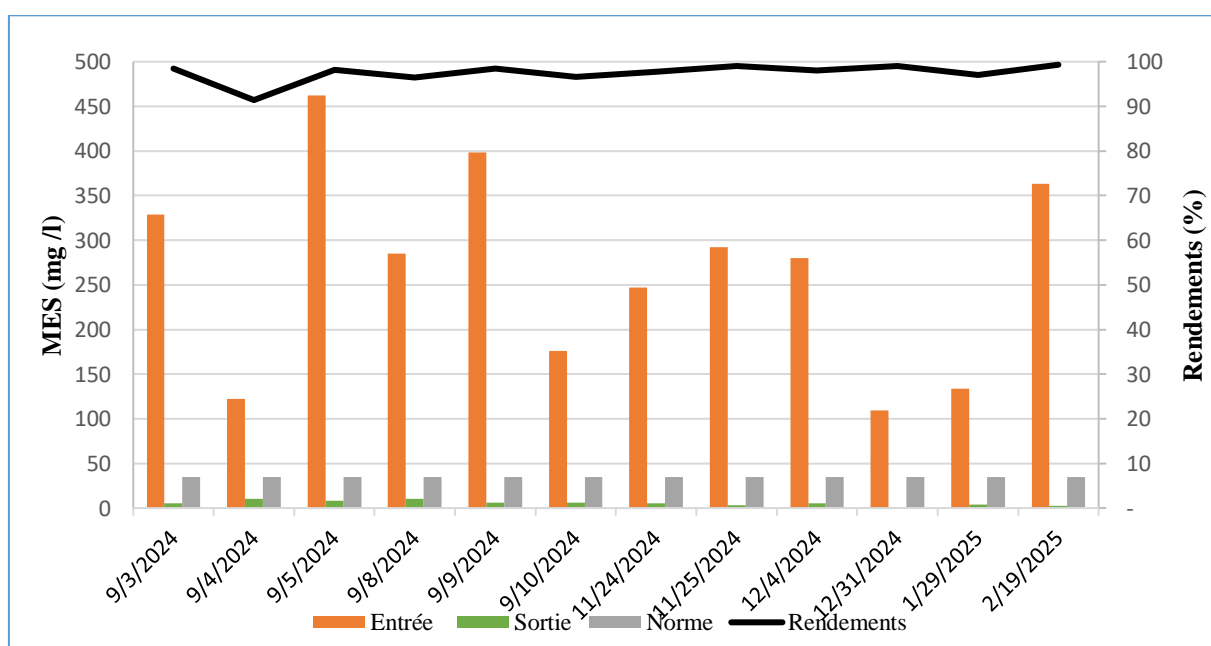
**Figure IV.3:** Variations de la conductivité électrique (CE) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

#### IV.2.4. Variation de la matière en suspension (MES)

Les concentrations en MES mesurées au niveau de la station de Filfila ont présenté une variation notable au cours de la période d'étude. À l'entrée, les valeurs ont oscillé entre un minimum de 109 mg/l et un maximum de 462 mg/l avec une moyenne de  $266.44 \pm 133.53$  mg/l, reflétant une forte charge en particules organiques et minérales. Après le traitement, les concentrations ont considérablement chuté avec des valeurs comprises entre 1 mg/l et 10.5 mg/l, avec une moyenne de  $5.62 \pm 2.89$  mg/l, traduisant ainsi l'efficacité du processus biologique dans l'élimination de MES.

Le rendement d'élimination (pouvoir épuratoire) des matières en suspension (MES) a été particulièrement élevé avec des valeurs variant entre 91.39 % et 99.31 % (Figure IV.4). Bien que la station ne soit pas équipée d'un traitement primaire. Les résultats obtenus indiquent que le processus biologique en place a permis une réduction efficace de MES. Cette étape est indispensable car l'accumulation de matières en suspension peut entraîner l'encrassement des structures, limiter la lumière nécessaire à certains processus biologiques et perturber le bon fonctionnement de l'ensemble du système. Ainsi, l'élimination satisfaisante de MES constitue un indicateur clé de l'efficacité globale du traitement.

Les valeurs de MES sont inférieures des valeurs limites spécifiques de rejet direct dans le milieu récepteur (35 mg/l et 30 mg/l) indiquées respectivement dans JORA, (2006) et OMS, (1989) (Annexe 01, tableau 02), traduisant ainsi l'efficacité du traitement d'épuration des eaux usées.



**Figure IV.4:** Variations des concentrations en matière de suspension (MES) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

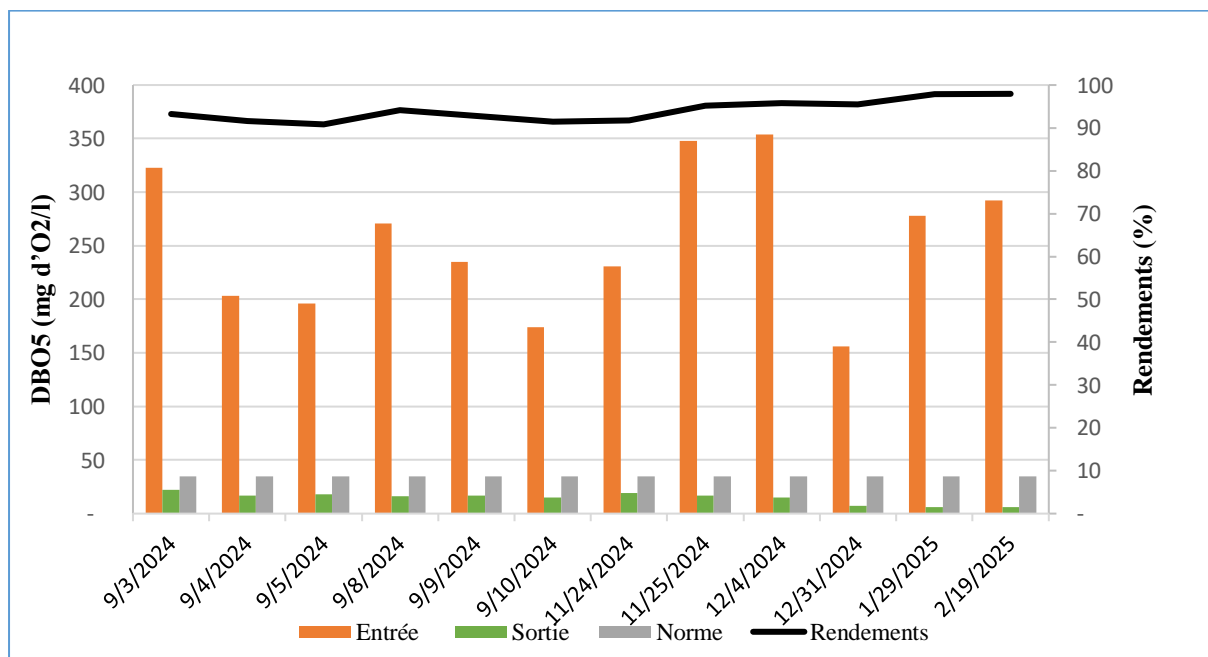
### IV.2.5. Variation de la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

Les concentrations en DBO<sub>5</sub> enregistrées à l'entrée de la station de Filfila ont varié entre 156 et 354 mg/l, avec une moyenne de  $255.08 \pm 66.57$  mg/l. Ces valeurs traduisent une forte pollution organique facilement biodégradable. Après le traitement, les concentrations mesurées à la sortie ont nettement diminué, oscillant entre 6 et 22 mg/l, avec une moyenne de  $14.58 \pm 5.31$  mg/l. Cette baisse marquée illustre l'efficacité du procédé biologique mis en œuvre pour la dégradation de la matière organique.

L'élimination (rendement ou pouvoir épuratoire) obtenu durant cette période était comprise entre 90.82 % et 97.95 %, ce qui traduit une efficacité élevée du système. Cette efficacité peut s'expliquer par le traitement biologique dans le bassin d'aération, grâce à l'action des micro-organismes aérobies qui consomment l'oxygène dissous pour assurer leur métabolisme. Ce

processus entraîne une réduction progressive de la DBO<sub>5</sub>, traduisant l'efficacité du traitement appliqué. Ainsi, la diminution observée de la DBO<sub>5</sub> entre l'influent et l'effluent constitue un indicateur pertinent de la performance épuratoire de la station de Filfila.

Les concentrations en DBO<sub>5</sub> à la sortie sont inférieures aux normes de rejet (35 et 30 mg/l) fixées respectivement par le JORA, (2006) et l'OMS, (1971) témoignant d'une bonne qualité des eaux traitées.



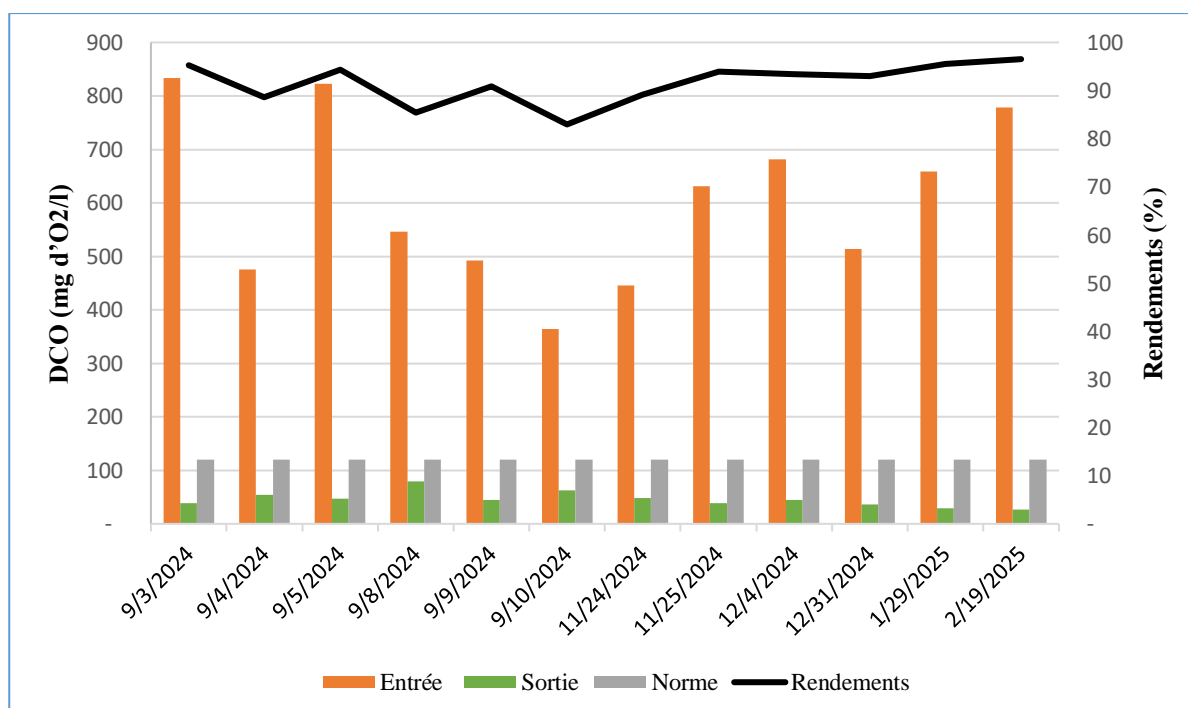
**Figure IV.5:** Variations des concentrations de la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

#### IV.2.6. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)

Les concentrations en DCO mesurées à la station de Filfila ont révélé des niveaux relativement élevés à l'entrée, allant de 364 à 834 mg/l avec une moyenne de  $603.75 \pm 154.90$  mg/l, Ces valeurs traduisent une forte charge en matières organiques et inorganiques oxydables contenues dans les eaux usées brutes. Après l'épuration, une baisse notable a été observée dont les concentrations ont varié entre 27 et 79.5 mg/l avec une moyenne de  $45.76 \pm 14.49$  mg/l, ce qui reflète une diminution significative de la pollution organique.

Les résultats obtenus montrent une diminution significative de la demande chimique en oxygène (DCO) entre l'entrée et la sortie avec un rendement d'épuration variant entre

82.97 % et 96.53 %. Cette performance est attribuée principalement à l'activité microbienne intense au sein du bassin où les bactéries aérobies dégradent la matière organique oxydable. Le processus est soutenu par la présence d'oxygène dissous qui favorise les réactions biochimiques d'oxydation des composés organiques accompagnées de phénomènes physiques tels que la sédimentation et la filtration. Ainsi, le bassin biologique joue un rôle central dans la réduction de la pollution organique, en assurant une élimination efficace de la DCO ce qui témoigne de la bonne performance du traitement secondaire dans la station de Filfila. Ces concentrations en DCO sont restées inférieures à 120 et 125 mg/l fixées respectivement par JORA, (2006) et OMS, (1989).



**Figure IV.6:** Variations des concentrations de la demande chimique en oxygène (DCO) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

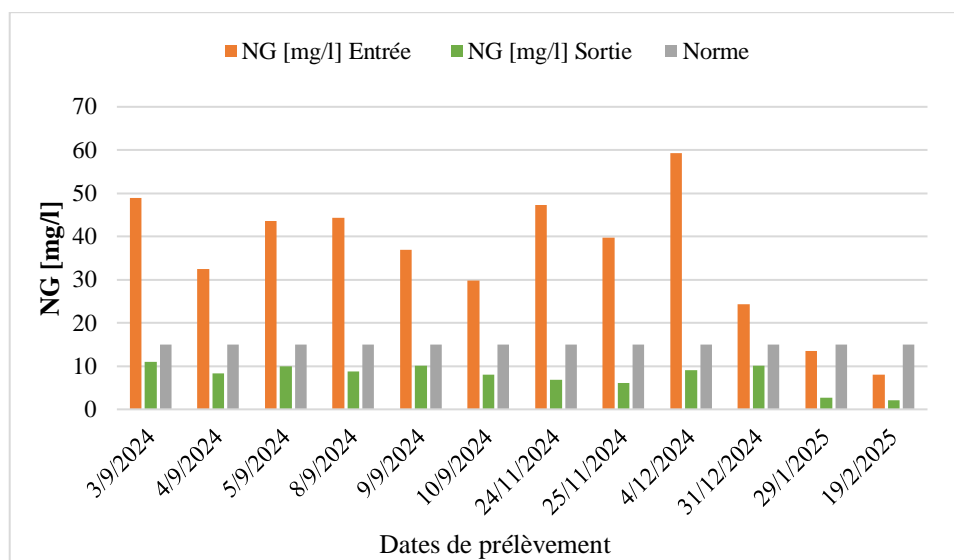
### IV.3. Evaluation de la pollution azotée

#### IV.3.1. Variation d'azote global (NG)

L'azote global (NG) désigne la somme des différentes formes d'azote présentes dans les eaux usées, incluant l'azote organique, l'ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) et les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ). Il constitue un indicateur global de la pollution azotée. Son suivi est essentiel pour évaluer l'efficacité des procédés biologiques (nitrification/dénitrification) mis en œuvre dans le bassin biologique.

À l'entrée de la station de Filfila, les concentrations mesurées en NG variaient entre 8.09 et 59.22 mg/l avec une moyenne de  $35.69 \pm 14.92$  mg/l traduisant une pollution azotée des eaux brutes. Après le passage par le bassin biologique, ces valeurs ont connu une nette diminution, allant de 2.17 à 11.06 mg/l avec une moyenne de  $7.78 \pm 2.88$  mg/l. Cette réduction témoigne de l'efficacité des processus biologiques mis en œuvre dans le bassin biologique. En effet, l'azote organique est d'abord transformé en ammonium par ammonification, ensuite l'ammonium est oxydé en nitrites puis en nitrates par nitrification, et enfin, les nitrates sont réduits en azote gazeux ( $\text{N}_2$ ) par dénitrification dans des conditions anoxiques. Ces transformations permettent une élimination progressive et durable de l'azote, contribuant ainsi à l'amélioration de la qualité des eaux traitées.

Toutes ces valeurs répondent aux normes de 30 et 15 mg/l, fixées respectivement par JORA, (2006) (Annexe 01, tableau 01) et OMS, (1989) (Annexe 01, tableau 02), ce qui reflète une bonne dégradation d'azote au niveau du bassin biologique.



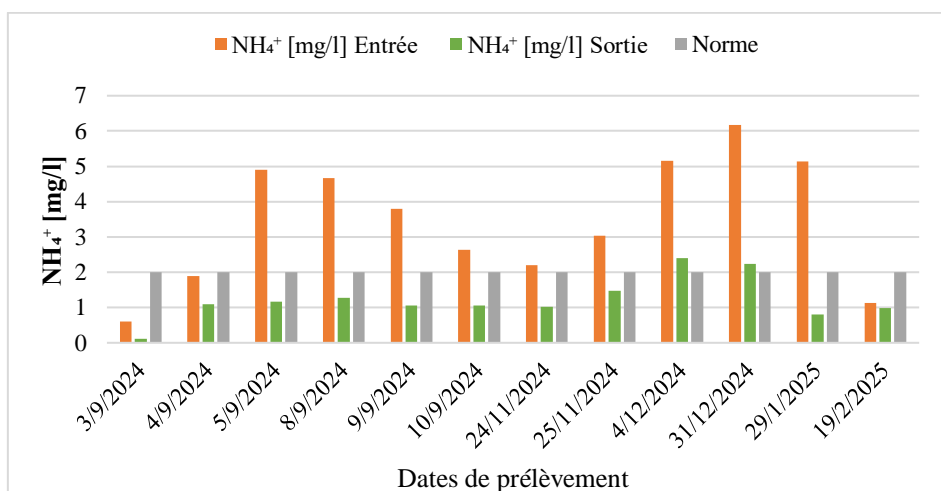
**Figure IV.7:** Variation des concentrations de l'azote global (NG) l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

### IV.3.2. Variation d'azote ammoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

L'azote ammoniacal représente la forme réduite de l'azote présente dans les eaux usées, principalement sous forme d'ions ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Il provient essentiellement de la dégradation des matières organiques azotées telles que l'urée, les protéines et les acides aminés, issues des rejets domestiques et industriels. Ce composé constitue une étape initiale majeure dans le cycle de l'azote et joue un rôle central dans les processus biologiques de traitement, notamment la nitrification, au cours de laquelle il est oxydé en nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), puis en nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) par l'action de bactéries nitrifiantes.

L'étude des teneurs en azote ammoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) constitue un indicateur important de l'efficacité du traitement biologique des eaux usées. Au niveau de la station d'épuration de Filfila, les concentrations mesurées à l'entrée varient entre 0.6 et 6.17 mg/l avec une moyenne de 3.45 mg/l. Tandis qu'à la sortie, elles diminuent pour atteindre des valeurs comprises entre 0.12 et 2.4 mg/l avec une moyenne de 1.23 mg/l. Cette réduction notable témoigne de l'efficacité du processus de nitrification mis en œuvre dans le bassin biologique où l'azote ammoniacal est transformé en nitrites puis en nitrates grâce à l'action des bactéries nitrifiantes en présence d'oxygène dissous en quantité suffisante. Ces résultats confirment que le fonctionnement du bassin biologique permet une élimination satisfaisante de l'ammonium dans les conditions actuelles.

Les concentrations en azote ammoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) dépassent légèrement la norme de 2 mg/l, fixée par l'OMS, (1989) (Annexe 01, tableau 02). Cette situation pourrait être liée à une dénitrification insuffisante probablement due à un excès d'oxygène dissous dans le bassin biologique, ce qui empêche le déroulement optimal de cette étape anaérobie.



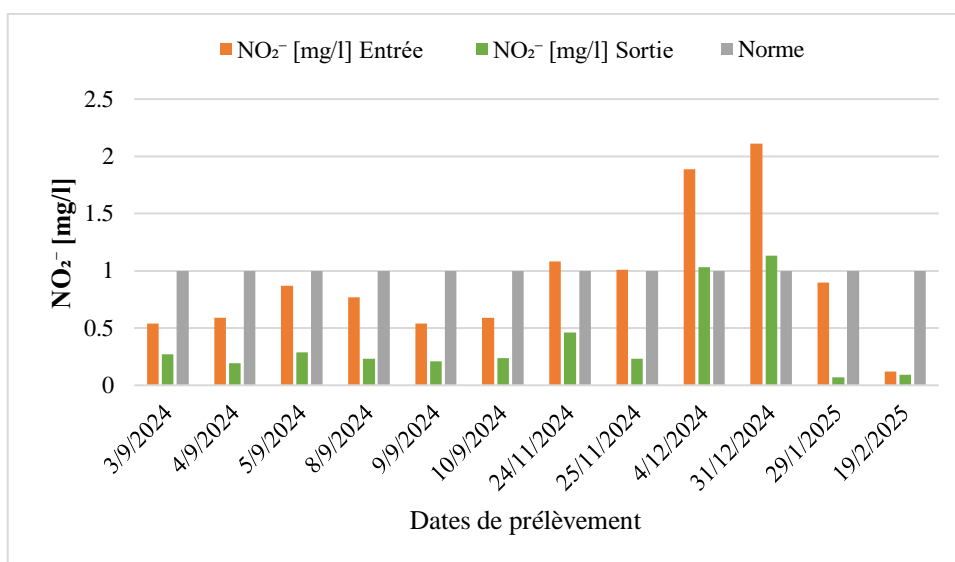
**Figure IV.8:** Variations concentrations de l'azote ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

### IV.3.3. Variation des nitrites (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)

Les nitrites (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) est une forme intermédiaire de l'azote issue du processus de nitrification. Il résulte de l'oxydation partielle de l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) en nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) par des bactéries nitrifiantes.

D'après les résultats obtenus au niveau de la station d'épuration de Filfila, les concentrations en nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) dans les eaux usées sont globalement faibles. Les valeurs mesurées à l'entrée de la station varient entre 0.12 et 2.11 mg/l avec une moyenne de  $0.92 \pm 0.57$  mg/l. Après traitement, les concentrations diminuent notablement, se situant entre 0.07 et 1.13 mg/l avec une moyenne de  $0.37 \pm 0.35$  mg/l. Cette diminution reflète l'efficacité partielle du processus de nitrification appliqué au sein de la station. Toutefois, la persistance de certaines concentrations en sortie peut indiquer une nitrification incomplète ou une dénitrification limitée, possiblement liée à des conditions biologiques ou physico-chimiques non optimales dans le bassin biologique.

Par ailleurs, la comparaison des teneurs en nitrites mesurées dans les eaux épurées de la station de Filfila avec la norme de (l'OMS, 1971), qui fixe une concentration maximale admissible de 1 mg/l pour les eaux usées rejetées montre que les résultats obtenus respectent largement cette exigence. Cela reflète une qualité d'eau traitée satisfaisante en ce qui concerne ce paramètre.



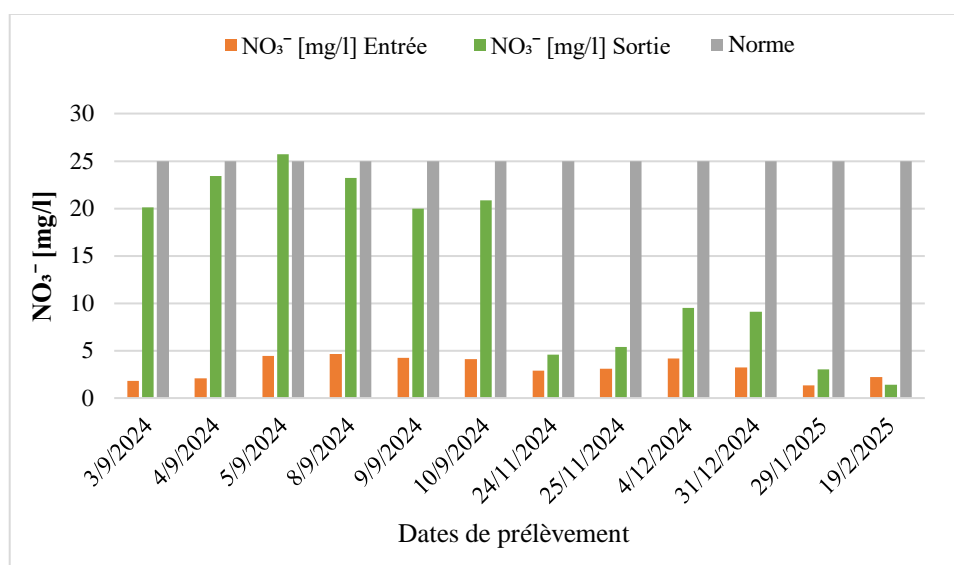
**Figure IV.9:** Variations des concentrations des nitrites (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

#### IV.3.4. Variation des nitrates (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

Le nitrate (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) est une forme oxydée de l'azote résultant principalement de la nitrification de l'ammoniac dans les eaux usées. Il constitue un indicateur important du degré d'oxydation de la matière azotée. Bien que faiblement présent dans les effluents domestiques, le nitrate peut atteindre des concentrations élevées dans les rejets agricoles ou industriels.

Les concentrations des eaux usées brutes en nitrates (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) à la station de Filfila étaient relativement faibles, variant entre 1.32 et 4.63 mg/l avec une moyenne de  $3.19 \pm 1.14$  mg/l. Pour les eaux traitées, les concentrations ont connu une augmentation marquée atteignant des valeurs comprises entre 1.43 mg/l et 25.7 mg/l avec une moyenne de  $13.86 \pm 9.12$  mg/l. Cette élévation significative traduit une inefficacité du processus de dénitrification au sein du bassin biologique. En effet, la concentration d'oxygène dissous y reste constamment élevée ne descendant jamais en dessous de 1 mg/l ce qui empêche l'installation de conditions anoxiques nécessaires à la dénitrification. Dans certains cas, les valeurs mesurées en oxygène dissous ont même atteint 10 mg/l, rendant l'environnement fortement oxydant et entraînant une accumulation de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Ce taux élevé de nitrates dans les eaux épurées peut s'avérer préoccupant, car il est considéré comme un polluant toxique à fortes concentrations.

Les teneurs en nitrates mesurées en sortie sont légèrement supérieures à la valeur limite de 25 mg/l fixée par l'OMS, (1971) (Annexe 01, tableau 03).



**Figure IV.10:** Variations des concentrations des nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

## IV.4. Evaluation de la pollution phosphatée

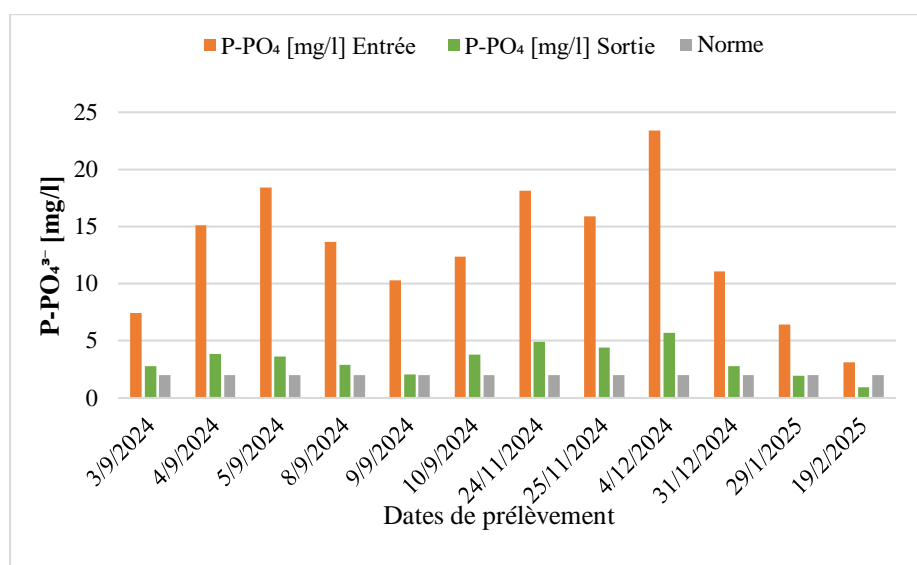
### IV.4.1 Variation de phosphate-phosphore (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)

Le phosphate-phosphore (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) représente la forme minérale la plus courante du phosphore présente dans les eaux usées. Il provient principalement de la dégradation des matières organiques, des détergents et des rejets domestiques. Ce paramètre constitue un indicateur clé pour l'évaluation de la pollution phosphorée et du rendement des procédés de traitement.

Les concentrations enregistrées en phosphate-phosphore (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) à l'entrée de la station variaient entre 3.1 et 23.41 mg/l avec une moyenne de  $12.95 \pm 5,72$  mg/l, traduisant une charge phosphorée importante des eaux usées brutes. À la sortie, ces valeurs ont notablement diminué allant de 0.94 à 5,67 mg/l avec une moyenne de  $3.31 \pm 1.34$  mg/l.

Cette diminution résulte principalement de l'adsorption du phosphore par les particules solides et des mécanismes biologiques tels que l'assimilation par les micro-organismes présents dans le bassin biologique. Toutefois, en l'absence de précipitation chimique ou de conditions physico-chimiques favorables (comme un pH élevé), une partie du phosphate reste en solution, ce qui limite l'élimination totale de ce polluant.

Selon le JORA, (2006) (Annexe 01, tableau 01), la concentration maximale autorisée en P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> est de 2 mg/l. Tandis que, les eaux traitées à la station de Filfila affichent une moyenne de 3,31 mg/l, indiquant un léger dépassement de la norme et une efficacité d'élimination partielle du phosphore au niveau du bassin biologique.

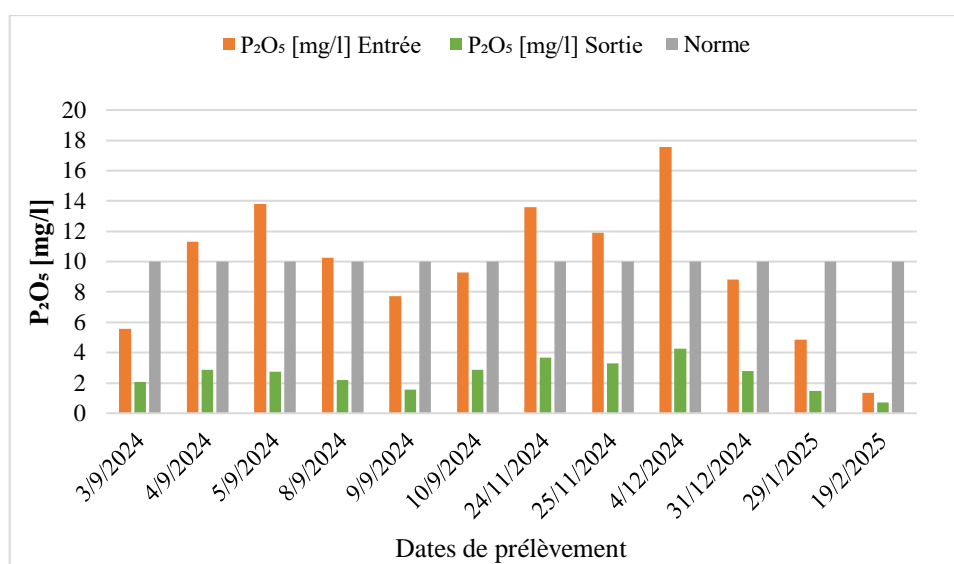


**Figure IV.11:** Variations des concentrations de phosphore (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

#### IV.4.2. Variation de l'oxyde de phosphate ( $P_2O_5$ )

L'oxyde de phosphate ( $P_2O_5$ ), également appelé anhydride phosphorique est la forme oxydée du phosphore utilisée couramment pour exprimer la teneur en phosphore total dans les eaux usées. Dans le domaine du traitement des eaux, le  $P_2O_5$  représente un indicateur clé de la charge en éléments nutritifs susceptibles de favoriser l'eutrophisation des milieux aquatiques récepteurs. La concentration en phosphore total exprimée en  $P_2O_5$ , regroupe à la fois les formes organiques et minérales du phosphore présentes dans l'effluent. Sa mesure permet d'évaluer l'efficacité des procédés de traitement.

D'après les résultats enregistrés au niveau de la station d'épuration de Filfila, les concentrations en pentoxyde de phosphore ( $P_2O_5$ ) dans les eaux usées montrent une réduction significative entre l'entrée et la sortie. À l'entrée, les valeurs mesurées varient de 1.33 à 17.58 mg/l avec une moyenne de  $9.67 \pm 4.45$  mg/l. À la sortie, ces concentrations diminuent pour atteindre des valeurs comprises entre 0.73 et 4.25 mg/l avec une moyenne de  $2.54 \pm 0.99$  mg/l. Cette diminution reflète l'efficacité globale des mécanismes de traitement appliqués dans le bassin biologique, notamment l'adsorption et la précipitation chimique. Toutefois, les concentrations résiduelles mesurées dans l'effluent indiquent que l'élimination du phosphore reste partielle ce qui souligne l'importance d'une gestion optimisée des conditions physico-chimiques pour limiter les rejets de nutriments susceptibles de contribuer à l'eutrophisation du milieu récepteur.



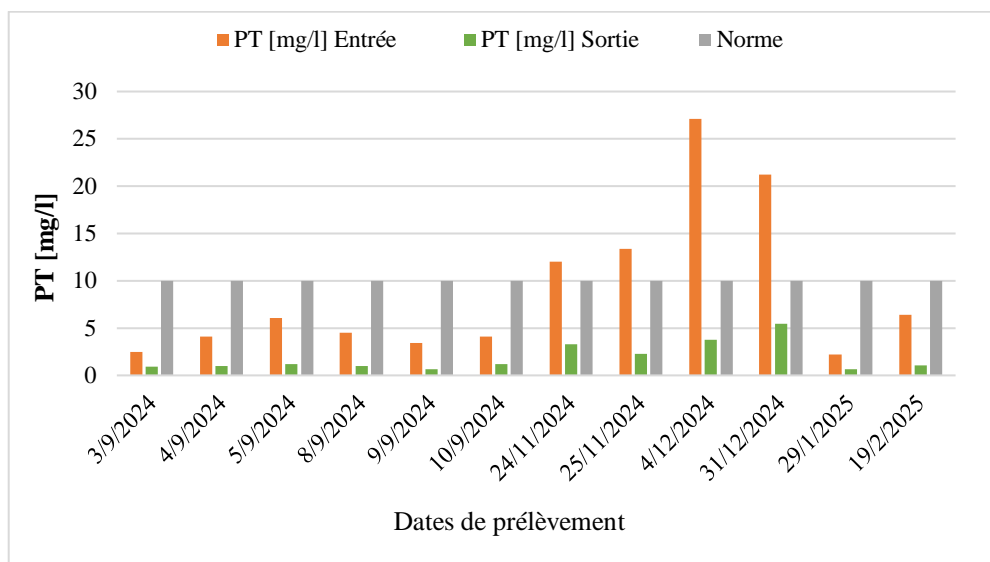
**Figure IV.12:** Variations des concentrations l'oxyde de phosphate ( $P_2O_5$ ) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

### IV.4.3. Variation des concentrations de phosphore total (PT)

Le phosphore total (PT) regroupe les principales formes de phosphore présentes dans les eaux usées, notamment l'orthophosphate ( $P-PO_4^{3-}$ ) et les formes minérales dissoutes. Il constitue un paramètre essentiel pour évaluer la charge en éléments nutritifs et les risques d'eutrophisation dans les milieux récepteurs.

D'après les résultats obtenus à la station d'épuration de Filfila, les concentrations en phosphore total (P total) ont considérablement diminué entre l'entrée et la sortie. À l'entrée, les valeurs mesurées varient de 2.21 à 27.10 mg/l avec une moyenne de  $8.91 \pm 8.03$  mg/l. Après le traitement, ces concentrations chutent à des valeurs comprises entre 0.65 et 5,46 mg/l avec une moyenne de  $1.87 \pm 1.53$  mg/l. Cette réduction significative indique une élimination efficace du phosphore, principalement due à l'adsorption sur les supports biologiques et à l'action combinée des micro-organismes. Les concentrations résiduelles calculées montrent que le traitement atteint une performance appréciable même en l'absence d'un procédé physico-chimique spécifique.

La concentration maximale en phosphore total estimée à la sortie est de 5 mg/l, inférieure à la norme Algérienne (JORA, 2006) (Annexe 01, tableau 01) fixée à 10 mg/l, tandis qu'elle dépasse la limite recommandée par l'OMS, (1989) (Annexe 01, tableau 02), fixée à 2 mg/l.



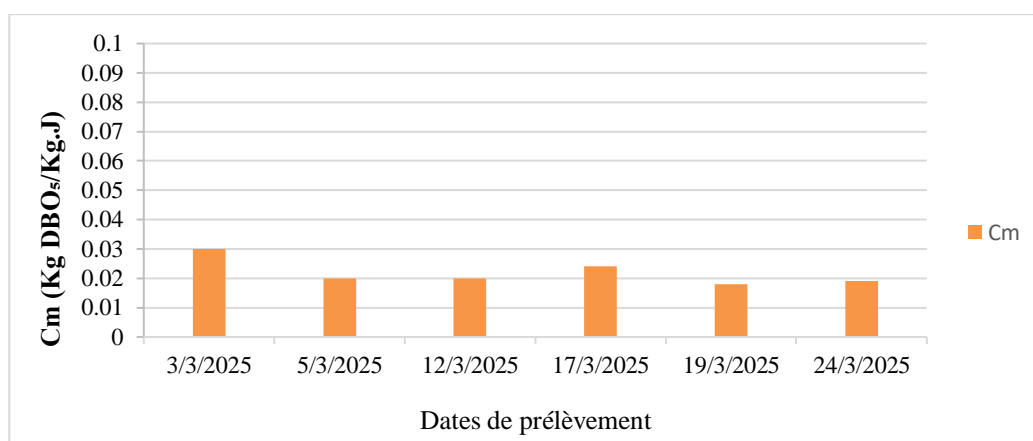
**Figure IV.13:** Variations des concentrations de phosphore total (PT) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

## IV.5. Evaluation des performances du bassin biologique

### IV.5.1. Variations de la charge massique (Cm)

Au cours de la période d'étude, les valeurs de la charge massique enregistrées au niveau de la station d'épuration de Filfila ont montré une variation relativement faible, oscillant entre un minimum de 0.018 kg/j et un maximum de 0.03 kg/j avec une moyenne de 0.021 kg/j. Ces faibles valeurs traduisent une stabilité du fonctionnement biologique de la station, témoignant d'un bon équilibre entre les charges polluantes entrantes et la capacité de traitement du bassin biologique. Cette régularité pourrait s'expliquer par une constance des débits entrants, une aération efficace, ainsi qu'une activité soutenue de la biomasse microbienne. L'ensemble de ces conditions contribue à optimiser l'élimination des matières organiques sans surcharger les unités de traitement, ce qui constitue un indicateur favorable de la performance de la station durant la période observée.

Les valeurs de la charge massique mesurées au niveau de la station d'épuration de Filfila se situent entre 0.018 kg et 0.03 kg, avec une moyenne de 0.021 kg. Ces valeurs sont nettement inférieures 0,01 kg ce qui implique que la station est de très faible charge selon le cahier de charge de la STEP et elles répondent à la norme de référence fixée à 01 kg, ce qui témoigne d'une excellente performance du bassin biologique. Ce faible niveau de charge, associé à un rendement d'épuration global estimé à 98 %, reflète une gestion optimale des charges polluantes et une stabilité du fonctionnement du système biologique tout au long de la période étudiée.



**Figure IV.14:** Variations de la charge massique (Cm) du Cm de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

### IV.5.2. Indice de biodégradabilité (DCO/DBO<sub>5</sub>)

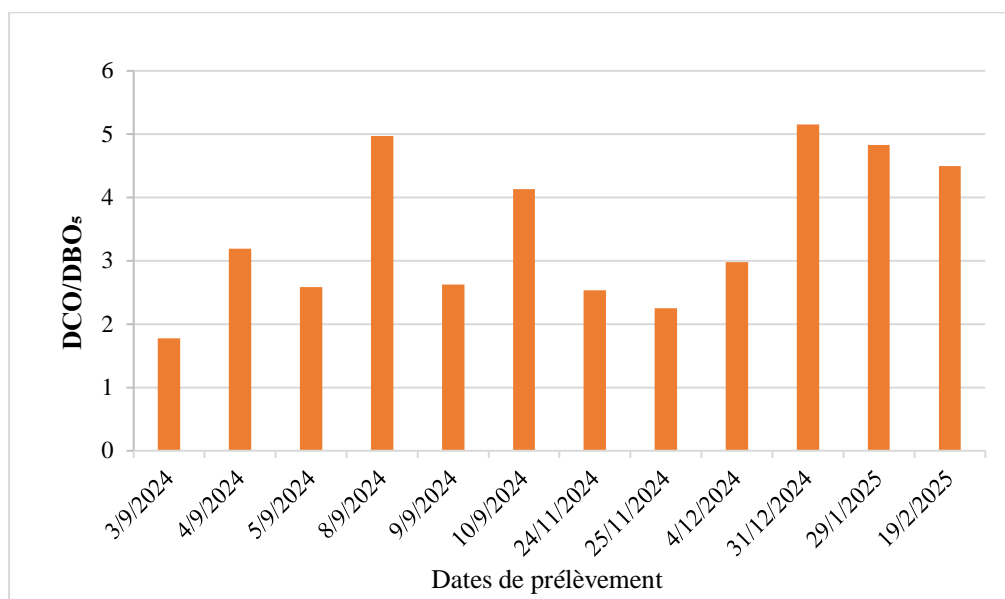
L'indice de biodégradabilité défini comme le rapport DCO/DBO<sub>5</sub>, permet d'évaluer la proportion de matière organique facilement dégradée par voie biologique dans les eaux usées. Plus cet indice est bas plus la charge organique est biodégradable, ce qui facilite le traitement biologique dans le bassin (**Rodier et al., 2009**).

Les valeurs de l'indice de biodégradabilité DCO/DBO<sub>5</sub> mesurées à la sortie de la station de Filfila varient entre 1.77 et 5.15, avec une moyenne de  $3.46 \pm 1.18$ . Ces résultats traduisent une qualité biologique modérément bonne des eaux traitées. En se basant sur les seuils d'interprétation usuellement admis :

Pour des valeurs inférieures à 3, fréquemment observées, notamment le 25/11/2024, l'effluent est considéré comme facilement biodégradable, ce qui traduit une élimination efficace de la matière organique dans le bassin biologique.

Les valeurs comprises entre 3 et 5, enregistrées la plupart des jours, correspondent à un effluent modérément biodégradable, suggérant que le traitement biologique est globalement satisfaisant, bien que certaines fractions organiques plus résistantes subsistent en sortie.

Des valeurs supérieures à 5, comme noté le 31/12/2024, restent rares et légèrement élevées, ce qui réduit le risque de pollution persistante, mais implique la nécessité d'un suivi attentif. L'indice moyen observé confirme ainsi que le bassin biologique assure une dégradation correcte de la matière organique, avec une performance globalement stable malgré quelques variations ponctuelles.

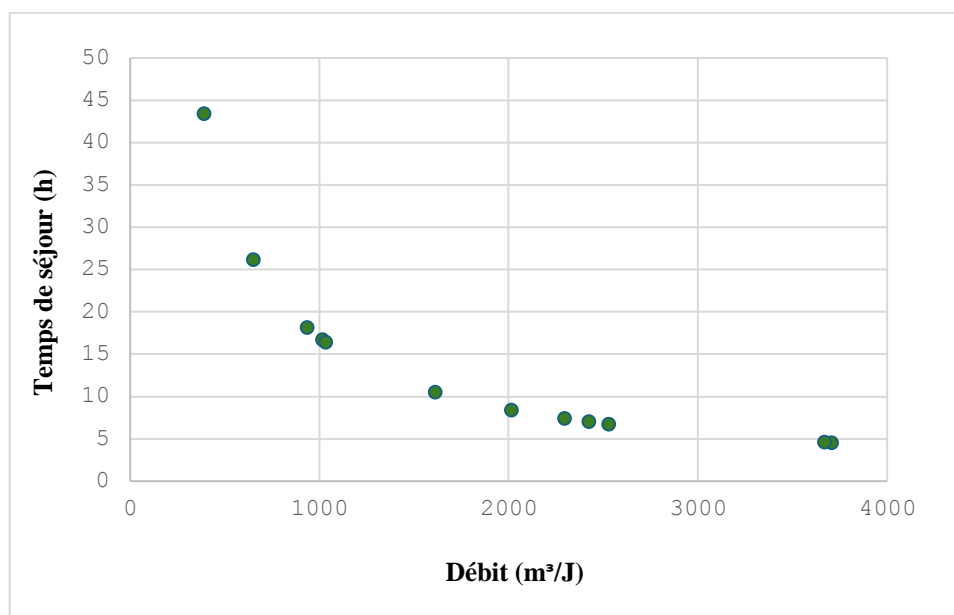


**Figure IV.15** : Variations des indices de biodégradabilité (DCO/DBO<sub>5</sub>) des épurées au niveau de la station d'épuration des eaux usées de Filfila.

### IV.5.3. Le temps de séjour

Le temps de séjour hydraulique (ou Hydraulic Retention Time – HRT) représente la durée moyenne pendant laquelle les eaux usées restent dans une unité de traitement, notamment dans le bassin biologique. Il s'exprime généralement en heures (h) ou en jours (j) et se calcule par le rapport entre le volume utile du bassin et le débit d'alimentation

Les temps de séjour observés au niveau du bassin biologique de la station de Filfila présentent une variabilité notable, allant de 4.59 heures à 43.45 heures avec une moyenne de 14.20 heures et un écart-type de 11.32 heures. Cette hétérogénéité est directement liée aux fluctuations du débit d'entrée dans la station. En effet, le temps de séjour est inversement proportionnel au débit : lorsque le débit est faible, le temps de séjour augmente, ce qui permet un contact prolongé entre les micro-organismes et les polluants, favorisant ainsi une dégradation plus complète de la matière organique et des nutriments. À l'inverse, un débit élevé réduit considérablement le temps de séjour, ce qui peut limiter l'efficacité du traitement biologique si le temps devient insuffisant pour assurer les réactions métaboliques nécessaires. Par conséquent, le maintien d'un temps de séjour adéquat est crucial pour garantir les performances épuratoires du bassin biologique.



**Figure I.16:** Variation des temps de séjours (TS) en fonction des débits journaliers.

## Conclusion

L'évaluation du bassin biologique de la station d'épuration de Filfila à Skikda a révélé une performance satisfaisante dans l'élimination de la pollution organique, grâce à une activité microbienne efficace. Toutefois, le traitement des nutriments azotés et phosphorés reste insuffisant, en raison de contraintes telles qu'un déficit en oxygène dissous, l'absence d'une zone anoxique efficace pour la dénitrification, et une déphosphatation biologique partielle. Les variations du débit influencent également le temps de séjour hydraulique, réduisant l'efficacité des processus biologiques. Plusieurs recommandations ont été proposées : optimiser l'aération, intégrer une zone anoxique, stabiliser le débit, et ajuster la stratégie de gestion microbienne. En dépit de ces limites, la station présente un potentiel d'amélioration durable de son rendement épuratoire global.

# **Conclusion générale**

### Conclusion générale

Dans un contexte national caractérisé par une raréfaction croissante des ressources hydriques, l'Algérie fait face à une pression grandissante sur ses capacités d'approvisionnement en eau, en particulier dans les régions côtières densément peuplées telles que la wilaya de Skikda. Cette situation est le résultat de plusieurs facteurs interdépendants, notamment la baisse des précipitations, le ralentissement du renouvellement naturel des nappes, les effets du changement climatique, la croissance démographique soutenue et l'augmentation continue des besoins en eau pour les usages domestiques, agricoles et industriels.

C'est dans cette dynamique que s'inscrit la présente étude, menée entre septembre 2024 et mars 2025 au niveau de la station d'épuration de Filfila, une infrastructure moderne dédiée au traitement des eaux usées domestiques dans la wilaya de Skikda. Cette station revêt une importance stratégique en matière de protection de l'environnement, notamment marin, du fait que ses rejets finaux peuvent atteindre des zones écologiquement sensibles de la mer Méditerranée.

L'objectif principal de ce travail a consisté à évaluer la performance du bassin biologique de la station, à travers l'analyse de la qualité des eaux traitées, leur potentiel de réutilisation, ainsi que les risques environnementaux potentiels liés à leur rejet.

Les résultats physico-chimiques obtenus permettent d'apprécier l'efficacité du traitement biologique mis en œuvre. Le pH mesuré, compris entre 7,13 et 7,68, témoigne d'un bon équilibre acido-basique, favorable à l'activité microbienne. La conductivité électrique, variant de 1201 à 2003  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , reflète une salinité modérée, sans impact majeur sur le fonctionnement biologique. S'agissant des éléments nutritifs, les concentrations en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), comprises entre 1,33 et 4,63 mg/L, restent globalement conformes aux normes admises. En revanche, les teneurs en orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), comprises entre 3,1 et 23,41 mg/L, et en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), allant de 0,6 à 6,17 mg/L, dépassent nettement les seuils fixés par la réglementation algérienne (JORA 2006) et les recommandations de l'OMS, traduisant une efficacité insuffisante du traitement biologique vis-à-vis de l'élimination des nutriments. En ce qui concerne la charge organique, les valeurs enregistrées révèlent une

pollution significative : la DBO<sub>5</sub> oscille entre 156 et 354 mg/L, tandis que la DCO varie de 364 à 834 mg/L.

Ces résultats indiquent une forte présence de matière organique non dégradée, et un rendement limité du bassin biologique dans les processus d'oxydation. L'indice de biodégradabilité (DBO<sub>5</sub>/DCO) présente des valeurs inférieures à 3 dans plusieurs échantillons, suggérant la présence de composés peu biodégradables, tandis que d'autres échantillons montrent des valeurs supérieures à 5, indiquant une matière organique facilement assimilable par les microorganismes. Ainsi, les données collectées mettent en évidence une performance partielle du bassin biologique, notamment en ce qui concerne l'élimination de l'azote et du phosphore, ainsi que la réduction des matières organiques.

Afin d'optimiser l'efficacité globale du traitement et de réduire l'impact environnemental des rejets, plusieurs améliorations techniques sont recommandées.

Parmi ces pistes d'amélioration figurent l'optimisation de l'aération afin de soutenir l'activité bactérienne, le renforcement des processus de nitrification-dénitrification pour une meilleure gestion de l'azote, et l'ajustement du temps de séjour hydraulique pour assurer une durée de traitement suffisante. De plus, l'introduction d'un traitement physico-chimique spécifique pour la précipitation du phosphore, ainsi qu'un traitement tertiaire adapté tel que la filtration sur sable permettraient de réduire efficacement les concentrations résiduelles. Enfin, la mise en place d'un système de surveillance continue reste indispensable pour garantir la stabilité du procédé biologique, assurer le respect des normes de qualité, et préserver l'environnement côtier fragile.

## **Références bibliographiques**

Références bibliographiques

1. Achab, K., & Boukais, L. (2016). Contribution à l'étude de la dégradation de polluants par certaines souches bactériennes (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
2. Addad, D. (2018). Rôle de l'activité lombricienne dans la redistribution des Eléments Traces Métalliques dans un sol irrigué par les effluents urbains de la ville de Sétif (Doctoral dissertation).
3. Aden, M. (2020). Adsorption des ions Pb (II) et Ni (II) sur des particules de silices fonctionnalisées déposées sur des biopolymères naturelles pour le traitement des eaux usées (Doctoral dissertation, Université Bourgogne Franche-Comté).
4. AKLI, Z., & ABDI, Z. (2018). Valorisation d'une argile locale et son application dans le traitement des effluents.
5. AMARA, D. T., & DJELLALI, A. (2020). L'approche processus outil d'intégration opérationnelle des objectifs de développement durable, une illustration dans le domaine de la gestion des risques environnementaux. *Revue de Recherches en Economie et en Management Africain*, 8(8).
6. Amrouche, H., & Ben Ouali, M. A. (2023). Evaluation de la qualité physico-chimiques et parasitologiques des eaux brutes et épurées de la STEP Ouest de la ville de Tizi-Ouzou (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
7. Aouadi Zahia Dali Soumia, R. S. (2015). Isolement et Identification des bactéries provenant du carassin commun *Carassius carassius* peuplant les eaux du canal Messida, et étude de leurs résistances aux antibiotiques.
8. Arab Said, S., & Refsi, T. (2021). Évaluation du rendement épuratoire de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
9. Arbaoui Mayssa, M. S. B. A. E. (2023). Rétention par des microorganismes.
10. ATTAB, S. (2011). Amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées de la station d'épuration Haoud Berkaoui par l'utilisation d'un filtre à sable local (Doctoral dissertation).

11. BADI, H. (2013). Influence de papyrus et de tamarix sur l'élimination du phosphate et de l'azoté des eaux usées urbains (Master's thesis).
12. Bagagnan, S. (2024). Désinfection des rejets de stations d'épuration par acide performique et suivi des communautés microbiennes du milieu récepteur en agglomération parisienne (Doctoral dissertation, Université Paris-Est Créteil Val-de-Marne-Paris 12).
13. Bakiri, Z. (2018). Analyse et optimisation des eaux usées urbaines par boues activées: application au décanteur secondaire (Doctoral dissertation).
14. Bali, M. (2024). Traitement des eaux usées (Doctoral dissertation, Institut Supérieur des Sciences et Techniques des Eaux, Université de Gabès).
15. Balland, P. (1990). La sécheresse: conséquences sur le milieu, salubrité, environnement. *La Houille Blanche*, 76(2), 103-117.
16. Bélanger, D. (2009). Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier.
17. Ben Ahmed, K., & Chara, I. (2023). Décontamination de l'affluent d'eau usée de la STEP de Tizi-Ouzou par un coagulant biologique (*Moringa Oleifera*) (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
18. Benbaara, H., Bouleba, L. A., & Berber, I. (2017). Caractérisation physico-chimique et microbiologique des eaux usées d'une industrie laitière (Doctoral dissertation, université ibn khaldoun-tiaret).
19. BENGOUGA, K. (2010). Contribution à l'étude du rôle de la végétation dans l'épuration des eaux usées dans les régions arides (Doctoral dissertation, Université Mohamed Khider Biskra).
20. Benmessaoud, H. (2009). Etude de la vulnérabilité à la désertification par des méthodes quantitatives numériques dans le massif des Aurès, Algérie. Doctoral dissertation, Université de Batna 2.
21. Bensaada–Tadrist, T. (2016). Contrôle de l'efficacité des procédés de traitement au niveau de la Station de Traitement d'Eau potable de «TAKSEBT» (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).

## Références bibliographiques

22. Benzahi, F., & Boudjemai, C. (2016). Contrôle du rendement épuratoire de la STEP Est Tizi-Ouzou (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
23. Berrouard, É. (2010). Caractérisation de la décantabilité des eaux pluviales (Doctoral dissertation, Université Laval).
24. Bonin, P., Gilewicz, M., & Bertrand, J. C. (1989). Effects of oxygen on each step of denitrification on *Pseudomonas nautica*. *Canadian Journal of Microbiology*, 35(11), 1061-1064.
25. BOUADAM Rania, B. I. (2020). Dégradation de la matière organique dans le traitement biologique des eaux accidentellement huileuses.
26. Bouanika, N. E. I., & Djadia, A. (2019). Valorisation des boues de la station d'épuration d'ibn ziad constantine par dimensionnement d'un digesteur anaérobie.
27. Bressy, A. (2010). Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines: effets de différents modes de gestion à l'amont (Doctoral dissertation, Université Paris-Est).
28. Brosseau, C. (2015). Récupération de la matière organique biodégradable présente dans l'effluent d'un MBBR à forte charge (Doctoral dissertation, École Polytechnique de Montréal).
29. Couillard, D. (1989). Elimination des boues résiduelles urbaines par la fertilisation sylvicole. *Canadian journal of civil engineering*, 16(5), 650-660.
30. Crini, G., Montiel, A. J., & Badot, P. M. (2007). Traitement et épuration des eaux industrielles polluées: Procédés membranaires, bioadsorption et oxydation chimique. Presses Univ. Franche-Comté.
31. Daumer, M. L. (2007). Analyse des transformations du phosphore lors du stockage et du traitement biologique et physico-chimique des lisiers de porc en vue d'un recyclage (Doctoral dissertation, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse).
32. De Groot, C. J. (1992). Flux et transformations du phosphate et de l'azote dans les zone humides: la Camargue (delta du Rhône) (Doctoral dissertation, Lyon 1).
33. Decamps, H., Massio, J. C., & Darcos, J. C. (1976, January). Variations des teneurs en matières minérales et organiques transportées dans une rivière canalisée, le Lot. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 12, No. 3, pp. 215-237). EDP Sciences.
34. Derbene, R., & Aider, C. (2020). Suivi parasitologique des eaux usées traitées de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).

35. Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadki, O., & Belghyti, D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *Larhyss Journal*, 8(1), 101-112.
36. Dhaouadi, H. (2008). Traitement des eaux usées urbaines. Les procédés biologiques d'épuration. Université virtuelle de Tunis. 30p.
37. El Fels, L. (2014). Suivi physico-chimique, microbiologique et écotoxicologique du compostage de boues de STEP mélangées à des déchets de palmier: validation de nouveaux indices de maturité (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Toulouse-INPT; Université Cadi Ayyad (Marrakech, Maroc)).
38. Eme, C., & Boutin, C. (2015). Composition des eaux usées domestiques par source d'émission à l'échelle de l'habitation. Publication Onema.
39. Farinacci, J. (2023). Biomasse photoactivée pour le traitement des eaux résiduaires: influence des conditions opératoires sur le potentiel de récupération de ressources (Doctoral dissertation, Université de Strasbourg).
40. Francou, C. (2003). Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage-Recherche d'indicateurs pertinents (Doctoral dissertation, INAPG (AgroParisTech)).
41. Fruteau de Laclos, H., & Membrez, Y. (2004). Energy from whey-comparison of the biogas and bioethanol processes (No. SFOE--240142). Erep SA.
42. Garcia-bernet, D., Steyer, J. P., & Bernet, N. (2017). Traitement anaérobie des effluents industriels liquides. Editions TI.
43. Guenouai, R. (2018). Suivi et Etude des procédés d'épurations des eaux usées urbaines au niveau de l'ONA Touggourt/Ouargla et caractérisation par méthode physico-chimiques (Doctoral dissertation).
44. Halil, H., & Mouloudj, L. (2018). Caractérisation des eaux de rejet de la STEP d'Azeffoun en vue de leur réutilisation en irrigation agricole (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
45. Hamek, R., & Mokrane, F. (2018). Evaluation de la qualité des eaux usées brutes et épurées de la ville de Tizi-Ouzou: analyse physicochimique, bactériologique, parasitaire et antibiorésistance (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).

46. Hamiche, L. (2013). Conception d'une station d'épuration pour Beni Douala (w. Tizi Ouzou) (Doctoral dissertation).
47. Hammadi, B. (2021). Lagunage Aéré en Zone Aride Performances Epuratoires, Paramètres Influent: Cas de la Région de Ouargla (Doctoral dissertation, Université Kasdi Merbah Ouargla).
48. Tiza, A. (2024). Caractérisation géochimique des phosphates du Djebel Onk (Tébessa Sud) (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
49. Harrlekas, F. (2008). Couplage des procédés membranaires aux techniques physico-chimiques ou biologiques pour le traitement des rejets liquides de l'industrie de textile. Université de CADI AYYAD, Marrakech, Maroc et l'Institut National Polytechnique de Lorraine.
50. Iliés, P., & Mavinic, D. S. (2001). Biological nitrification and denitrification of a simulated high ammonia landfill leachate using 4-stage Bardenpho systems: system startup and acclimation. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 28(1), 85-97.
51. Joubert-Garnaud, C. J. (2010). Les énergies renouvelables dans l'agriculture de la Charente-Maritime: l'émergence en milieu rural d'un nouveau moteur du développement économique et social non dépourvu d'incidences sur l'environnement local (Doctoral dissertation, Université de La Rochelle).
52. Kabiche, C. (2015). Valorisation agricole des eaux usées épurées: cas de la step de Boumerdes (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
53. Kana, D., & Lounici, G. (2023). Recherche bibliographique sur les données récentes d'utilisation des enzymes en agro-alimentaire (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
54. Kayser, K., & Kunst, S. (2004). Processus en jeu dans les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical: nitrification, transfert d'oxygène et colmatage. *Sciences Eaux & Territoires*, (Spécial Ingénieries-EAT-20), 33-40.
55. Kenmogne, G. R. K., Rosillon, F., Mpakam, H. G., & Nono, A. (2010). Enjeux sanitaires, socio-économiques et environnementaux liés à la réutilisation des eaux usées dans le maraîchage urbain: cas du bassin versant de l'Abiergué (Yaoundé-Cameroun). *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, (10-2)

56. Koller, E. (2013). Aide-mémoire de génie chimique-4e éd. Dunod.
57. Kongatoua, A. L. (2025). Vulnérabilité, impacts et stratégies d'adaptation face au stress hydrique au Sénégal.
58. Laabassi, A. (2018). L'épuration des eaux usées par le système de lagunage à macrophytes (Doctoral dissertation).
59. Lee, B. O., & Alais, C. (1980). Etude biochimique de la fonte des fromages. II. Evolution des phosphates et des métaux. *Le lait*, 60(593-594), 130-139.
60. Lounaci, D. (2023). La ressource hydrique comme facteur de développement économique et social durable : cas de la wilaya de Tizi-Ouzou (Doctoral dissertation, UNIVERSITE DE MOULOUD MAMMERI DE TIZI-OUZOU).
61. Mahfouf, E., & Derbal, K. (2023). Utilisation des déchets organiques biodégradables pour la production de biohydrogène par fermentation obscure (Doctoral dissertation, Université Constantine 3 Salah Boubnider, Faculté de génie des procédés pharmaceutiques).
62. Marchaim, U. (1994). Les procédés de production de biogaz pour le développement de technologies durables (Vol. 95). *Food & Agriculture Org.*
63. Marcilhac, C. (2014). Étude des conditions de culture d'un écosystème complexe microalgues/bactéries: application au développement d'un procédé d'extraction-valorisation des nutriments issus des digestats (Doctoral dissertation, Université de Rennes).
64. Metahri, M. S. (2012). Elimination siultanée 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 (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
65. Mhiri, E. (2016). Planification de la production à capacité finie dans un contexte à forte variabilité, application à l'industrie des semi-conducteurs (Doctoral dissertation, Université Grenoble Alpes).
66. MOHAMED, A. (2020). faisabilité technique et environnementale de l'utilisation des boues de station d'épuration dans les matériaux de construction.
67. Morau, D. (2006). Modélisation des dispositifs de revalorisation énergétique des déchets solides et liquides: séchage, méthanisation, incinération: mise en œuvre d'un outil d'aide à la conception multi-systèmes et multi-modèles (Doctoral dissertation, Université de la Réunion).

68. Mozas, M., & Ghosn, A. (2013). État des lieux du secteur de l'eau en Algérie. Institut de Perspective Économique du Monde Méditerranéen (IPMED), 27.
- Namour, P. (2022). Les gaz nocifs des égouts, Synthèse bibliographique (Doctoral dissertation, INRAE).
69. Ndione, M., & DIOUF, D. K. O. (2022). La gouvernance au sein des pays de l'UEMOA: avantages de l'utilisation de l'intelligence artificielle. Communication, technologies et développement, (11).
70. Nelson, L. M., & Knowles, R. (1978). Effect of oxygen and nitrate on nitrogen fixation and denitrification by *Azospirillum brasilense* grown in continuous culture. Canadian journal of microbiology, 24(11), 1395-1403.
71. Ouafa, B. C., Amina, M., & Khadidja, T. (2013). Analyse physico-chimique et bactériologique de l'eau du forage de BABA SAAD dans la commune de Ghardaïa (Doctoral dissertation, Université de Ghardaïa).
72. Petit, M. É. (2017). Pérennité, fonctionnalité, efficacité d'une Zone Humide Artificielle (ZHA) en milieu méditerranéen: un nouvel écosystème au service du traitement secondaire des effluents industriels (Doctoral dissertation, Aix-Marseille Université).
73. Petitjean, P., Henin, O., & Gruau, G. (2004). Dosage du carbone organique dissous dans les eaux douces naturelles. Intérêt, Principe, Mise en Oeuvre et Précautions Opératoires (No. 3, pp. 64-p).
74. Rabahi, S., & Sidi Said, M. (2020). Contribution à l'étude parasitologique des eaux brutes et des eaux traitées des forages de Boukhalfa (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
75. Ramdani, A. (2011). Biodégradation du résidu endogène de boues activées (Doctoral dissertation, École Polytechnique de Montréal).
76. Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., & et Coll. (2009). Analyse de l'eau. Ed. DUNOD, Paris.
- SAOUD, A., & KHEDIRI, F. S. (2020). Traitement et recyclage des eaux usées de la commune de Tipaza (Doctoral dissertation).
77. Tabli, N. (2023). Cours de microbiologie générale destiné aux étudiants L2 Ecologie et Environnement.

## Références bibliographiques

78. Zaitri, B. (2022). Conception d'une station d'épuration des eaux usées de la laiterie de Candia (w. Sétif).
79. Zgheib, S. (2009). Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire (Doctoral dissertation, Ecole des Ponts ParisTech).
80. ZORAI, A. (2023). Réduction des polluants organiques des eaux usées de la région de Touggourt par des plantes épuratrices locales (Système à écoulement hybride) (Doctoral dissertation, UNIVERSITE KASDI MERBAH OUARGLA).
81. Zuttah, Y. (2001). Destruction de L'ammoniac dans les Effluents Miniers. Master's Thesis, Département de mines et métallurgie, Faculté des sciences et de génie, Université Laval, Québec, QC, Canada, 1999.[Google Scholar].

# Annexes

**Tableau 01** : Les valeurs limites des paramètres de rejets dans un milieu récepteur (Journal officiel de la république Algérienne, 2006)

PARAMETRES	VALEURS LIMITES	UNITES
Température	30	C°
PH	6,5 à 8,5	-
MES	35	mg /l
DBO5	35	mg/l
DCO	120	mg/l
Azote kjeldahl	30	mg/l
Phosphates	02	mg/l
Phosphore total	10	mg/l
Cyanures	0,1	mg/l
Aluminium	03	mg/l
Cadmium	0,2	mg/l
Fer	03	mg/l
Manganèse	01	mg/l
Mercure total	0,01	mg/l
Nickel total	0,5	mg/l
Plomb total	0,5	mg/l
Cuivre total	0,5	mg/l
Zinc total	03	mg/l
Huiles et Grasses	20	mg/l
Hydrocarbures totaux	10	mg /l
Indice phénols	0,3	mg/l
Fluor et composés	15	mg/l
Etain total	02	mg/l
Composés organiques chlorés	05	mg/l
Chrome total	0,5	mg/l
(*)Chrome III+	03	mg/l
(*)Chrome VI+	0,1	mg/l
(*)Solvants organiques	20	mg/l
(*)Chlore actif	1,0	mg/l
(*)PCB	0,001	mg/l
(*)Détergents	2	mg/l
(*)Tensioactifs anioniques	10	mg/l

(\*) Valeurs fixées par le décret exécutif n° 93-160 du Juillet 1993

**Tableau 02 :** Normes de rejets d'une station d'épuration, Concentration maximales autorisées en DBO<sub>5</sub>, DCO, MES, azote et phosphore (OMS, 1989)

Paramètres	Concentration maximale autorisé
DBO <sub>5</sub>	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l*

\* Pour les rejets dans le milieu naturel de bassins de lagunage, cette valeur est fixée à 150 mmg/l

	Paramètre	Charge brute de pollution organique reçue en kg/jour	Concentration maximale autorisé
Zone sensible à l'azote	NGL*	600 à 6000	15 mg/l
		6000	10 mg/l
Zone sensible au phosphore	PT	600 à 6000	2 mg/l
		6000	1 mg/l

\*Ces exigences se réfèrent à une température du réacteur biologique aérobie de la station d'épuration d'au moins 12 °C. Cette condition de température peut être remplacée par la fixation de périodes d'exigibilité déterminées en fonction des conditions climatiques régionales

Tableau 03 : Les normes des eaux usées rejetées selon l'OMS (1971)

Paramètres	Bonne ou très bonne qualité	Qualité acceptable	Qualité médiocre	Mauvaise ou très mauvaise
O <sub>2</sub> dissous mg/l	>5	≥3	≥1	<1
O <sub>2</sub> dissous %	≥70	≥50	≥10	<10
DBO <sub>5</sub> mg / l	≤5	≤10	25	>25
DCO mg / l	≤25	≤40	80	>80
NO <sub>3</sub> mg / l	≤25	≤50	80	>80
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg / l	≤0.5	≤2	8	>8
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg / l	≤0.3	≤1	>1	-
NTK mg / l	≤2	≤3	10	>10
PO <sub>3-4</sub> mg / l	≤0.5	≤1	2	>2
MES mg / l	≤70	-	>70	-
Phosphore total mg / l	≤0.3	≤0.6	1	>1
Conductivité	≤2	-	2000	-
Ph	≥6.5 et ≤ 8.5	-	<6.5 ou >8.5	-

**Thème : Étude des performances du bassin biologique de la nouvelle station d'épuration des eaux usées de la commune de Filfila -Skikda-****Résumé**

Cette étude vise à évaluer l'efficacité du bassin biologique de la station d'épuration de Filfila à travers l'analyse de paramètres physico-chimiques tels que la  $DBO_5$ , la DCO, les MES, ainsi que l'indice de biodégradabilité ( $DCO/DBO_5$ ), sur des échantillons des eaux brutes et traitées. Les résultats ont révélé des taux d'élimination élevés, variant entre 91,39 % et 99,31 % pour les MES, entre 90,82 % et 97,95 % pour la  $DBO_5$ , et entre 82,97 % et 96,35 % pour la DCO, ce qui reflète une bonne performance du traitement biologique. L'indice  $DCO/DBO_5$  a indiqué une biodégradabilité modérée dans la majorité des cas (entre 3 et 5), avec quelques échantillons très biodégradables et d'autres contenant des composés réfractaires ( $>5$ ). L'étude, menée entre septembre 2024 et janvier 2025, a mis en évidence un fonctionnement globalement stable du bassin, avec des possibilités d'optimisation au niveau de certaines conditions opérationnelles.

**Mots-clés :** Eau usée, indice de biodégradabilité, performances, bassin biologique, Filfila.

**المخلص**

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم كفاءة الحوض البيولوجي بمحطة التنقية بفلفة من خلال تحليل مؤشرات فيزيائية وكيميائية شملت  $DBO_5$ ، DCO، MES، ومعامل  $DCO/DBO_5$ ، وذلك على عينات من المياه الخام والمعالجة. أظهرت النتائج نسب إزالة معتبرة، حيث تراوحت بين 91.39% و 99.31% للمس، و 90.82% إلى 97.95% لـ  $DBO_5$ ، و 82.97% إلى 96.35% لـ DCO، مما يعكس فعالية المعالجة البيولوجية. كما أبان معامل  $DCO/DBO_5$  عن قابلية تحلل متوسطة في أغلب العينات (بين 3 و 5)، مع تسجيل عينات قليلة ذات قابلية عالية وأخرى نادرة تحتوي على مركبات مقاومة ( $>5$ ). تمت الدراسة خلال الفترة الممتدة من سبتمبر 2024 إلى جانفي 2025، وأظهرت استقراراً عاماً في أداء الحوض، مع إمكانية تحسين بعض الظروف التشغيلية.

**الكلمات المفتاحية :** الماء المستعمل، معامل القابلية للتحلل الحيوي، الأداء، الحوض البيولوجي، فلفة.

**Abstract**

This study aims to assess the efficiency of the biological basin at the Filfila wastewater treatment plant by analyzing physico-chemical parameters such as  $BOD_5$ , COD, TSS, and the biodegradability index ( $COD/BOD_5$ ), based on samples of raw and treated water. The results showed high removal rates, ranging from 91.39% to 99.31% for TSS, 90.82% to 97.95% for  $BOD_5$ , and 82.97% to 96.35% for COD, reflecting good biological treatment performance. The  $COD/BOD_5$  ratio indicated moderate biodegradability in most samples (between 3 and 5), with a few highly biodegradable cases and others containing more resistant compounds ( $>5$ ). The study, conducted from September 2024 to January 2025, revealed overall stable performance of the basin, with potential improvements identified in operational conditions.

**Keywords:** Wastewater, biodegradability index, performances, biological basin, Filfila.